OCÉANOGRAPHIE CHIMIQUE DANS LE GOLFE DU SAINT-LAURENT

60°
52°
48°
48°
44°
72°
66°
60°
44°
DÉTROIT DE BELLE-ISLE
DÉTROIT DE JACQUES-CARTIER
CHENAL D'ANTICOSTI
CHENAL D'ESQUIMAN
200m
CHENAL LAURENTIEN
200m
DÉTROIT DE CABOT
CAP NORD
200m
200m
PLATEAU DES ÎLES-DE-LA-MADELEINE
ÎLE-DU-
HALIFAX
PLATE-FORME SCOTIAN
OCÉAN ATLANTIQUE

48°
44°
72°

BULLETIN CANADIEN DES SCIENCES HALIEUTIQUES ET AQUATIQUES 220
(Traduction française du Bulletin de P.M. Strain intitulé
« *Chemical Oceanography in the Gulf of St. Lawrence* » publié en 1988.)

Océanographie chimique dans le Golfe du Saint-Laurent

SOUS LA DIRECTION DE PETER M. STRAIN

Division de la chimie marine
Direction générale des sciences physiques et chimiques
Ministère des Pêches et des Océans
Institut océanographique de Bedford
B.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Excellence scientifique
Protection et conservation des ressources
Bénéfices aux Canadiens

MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS
OTTAWA 1990

Les *Bulletins canadiens des sciences halieutiques et aquatiques* ont pour but d'interpréter les connaissances actuelles dans les domaines scientifiques concernant les pêches canadiennes et les milieux aquatiques.

Le *Bulletin canadien des sciences halieutiques et aquatiques* est publié en volumes annuels composés de numéros mensuels. Les *Publications spéciales canadiennes des sciences halieutiques et aquatiques* sont publiées de façon périodique. Ces séries sont disponibles chez les libraires autorisés et dans d'autres librairies; vous pouvez aussi les commander au Centre d'édition du gouvernement du Canada, Approvisionnements et Services Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0S9. Il faut payer à l'avance; les chèques et les mandats-postes doivent être en devises canadiennes, à l'ordre du Receveur général du Canada.

Direction des communications

Nicole Deschênes	Directeur général
John Camp	Directeur
Gerald J. Neville	Services d'édition et de publication

Typographie : Aubut and Associates Ltd.
Imprimeur : Kromar Printing Ltd., Winnipeg, Manitoba
Conception de la page couverture : Miracom Communications Inc., Ottawa

---

© Ministère des Approvisionnements et Services Canada 1990

Disponible chez les libraires autorisés et dans d'autres librairies
On peut aussi commander cette publication (payable à l'avance) au :
Centre d'édition du gouvernement du Canada
Approvisionnements et Services Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0S9

Les chèques et les mandats-postes doivent être en devises canadiennes, à l'ordre du Receveur général du Canada.

Cette publication a également été envoyée pour fins de références aux bibliothèques publiques du Canada

N° de cat. Fs 94-220F
MPO/4292

ISBN 0-660-92677-6
ISSN 0706-6511

Tous droits réservés. Aucune partie de cette publication ne peut être reproduite, stockée dans une banque de données ou retransmise par tout autre moyen, électronique ou mécanique, par photocopie, enregistrement ou de toute autre façon, sans autorisation préalable écrite des Services de publication, Centre d'édition du gouvernement canadien, Ottawa, Canada K1A 0S9.

La présente publication doit être désignée comme ci-dessous :

STRAIN, P.M. [dir.], 1990, Océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent, Bull. can. sci. halieut. aquat., 220 : 206 p.

93-00259/

Table des matières

Résumé/Abstract vi-vii
Préface viii
Remerciements ix

Chapitre I **Océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent : milieu géographique, physico-océanographique et géologique** 1-15
— P.M. Strain
Introduction 1
Milieu physique 2
Océanographie physique 6
Milieu géologique 12
Importance du golfe du Saint-Laurent comme milieu pour la recherche océanographique chimique 13
Références 14

Chapitre II **Distribution des matières particulaires en suspension** 17-30
— P.A. Yeats
Introduction 17
Estuaire du bassin supérieur du Saint-Laurent 17
Fiord du Saguenay 20
Golfe du Saint-Laurent 20
Références 30

Chapitre III **Substances nutritives** 31-52
— P.A. Yeats
Introduction 31
Distribution des substances nutritives 32
Mécanismes du cycle des substances nutritives 45
Régénération des substances nutritives 46
Bilans des substances nutritives 50
Références 51

Chapitre IV **Les matières organiques dans le golfe du Saint-Laurent** 53-63
— R. Pocklington
Matières organiques naturelles : généralités 53
Principales caractéristiques de la distribution des matières organiques dans le golfe et dans les zones voisines de l'océan 53
Apports d'eau douce 56
Échanges avec l'océan adjacent 57
Échanges avec les sédiments 58
Matières organiques anthropiques 59
Références 61

Chapitre V **Études sur les isotopes stables dans le golfe du Saint-Laurent** 65-85
— F.C. Tan et P.M. Strain
Terminologie 65
Isotopes du carbone organique 65
Introduction 65
Bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent 66
Fiord du Saguenay 69

Bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent 69
Golfe du Saint-Laurent 70
Isotopes du carbone inorganique 71
Introduction 71
Variations du $\delta^{13}C$ dans les eaux superficielles 72
Variations du $\delta^{13}C$ en fonction de la profondeur 74
Isotopes de l'oxygène 77
Introduction 77
Valeurs du $\delta^{18}O$ dans les eaux superficielles 77
Distributions du $\delta^{18}O$ dans le golfe du Saint-Laurent 79
Fractionnement isotopique de l'oxygène entre la glace de mer et l'eau de mer 80
Références 83

Chapitre VI **Métaux-traces dans la colonne d'eau — *P.A. Yeats*** 87-109
Introduction 87
Fleuve Saint-Laurent 88
Bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent 89
Bassin inférieur de l'estuaire 92
Partie ouverte du golfe du Saint-Laurent 95
Fiord du Saguenay 96
Géochimie du manganèse 103
Modèles et bilans du golfe 105
Références 107

Chapitre VII **Géochimie des métaux-traces dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent — *D.H. Loring*** 111-135
Introduction 111
Méthodes d'analyse au laboratoire et sur le terrain 111
Abondance et distribution régionale 113
Modes de transport et de sédimentation des métaux-traces 121
Fractionnement des métaux-traces 121
Minéraux/composés-hôtes porteurs de métaux-traces détritiques 127
Porteurs de métaux-traces non détritiques 131
Facteurs de dispersion 131
Références 134

Chapitre VIII **La chronologie de la pollution et le paléoclimat révélés dans les sédiments du fiord du Saguenay — *J.N. Smith*** 137-154
Introduction 137
Transport des contaminants 138
Pollution du fiord par le Hg 138
Méthode de datation pour Pb^{210} 140
Contamination par les déchets d'usine de pâtes et papier et par les HAP 143
Modèle du bassin hydrographique pour le transport des radionucléides 145
Études paléoclimatologiques du fiord du Saguenay 147
Résumé 152
Références 153

Chapitre IX **Hydrocarbures résiduels dans les eaux du golfe du Saint-Laurent — *E.M. Levy*** 155-174
Introduction 155
Méthodes d'échantillonnage et d'analyse 155

Formes particulaires flottantes d'hydrocarbures résiduels 155
Hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau 156
Hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la microcouche de la surface de l'eau 156
Programme d'échantillonnage 156
Analyse des données 156
Résultats 159
Un modèle intégral 171
Tendances temporelles 172
Source de contamination 173
Conclusion 173
Références 173

Chapitre X **L'océanographie chimique du golfe dans le présent et le futur** 175-190
— P.M. Strain
Introduction 175
Matières particulaires en suspension 175
Substances nutritives 176
Carbone organique 178
Isotopes stables 181
Métaux-traces 182
Hydrocarbures 184
Interactions chimiques 184
Conclusions 186
Références 190

Annexe **Données de l'IOB sur l'océanographie chimique** 191-206

Résumé

STRAIN, P. M. [DIR.]. 1990. Océanographie chimique dans le Golfe du Saint-Laurent. Bull. can. sci. halieut. aquat. 220 : 206 p.

Cet ouvrage revoit, résume et présente les données nouvelles sur l'océanographie chimique des eaux du golfe du Saint-Laurent, de l'estuaire du Saint-Laurent et du Saguenay. Rédigé par des scientifiques de la Division de la chimie marine de la Direction générale des Sciences physiques et chimiques du ministère des Pêches et des Océans du Canada, il porte surtout sur les recherches effectuées à l'Institut océanographique de Bedford, mais aussi sur les travaux entrepris par d'autres organismes dans le golfe du Saint-Laurent.

La première partie traite de l'océanographie chimique fondamentale du golfe. La géographie, l'océanographie physique et la géologie de la région font l'objet d'une brève description. Les données existantes sur les matières solides en suspension (MSS) sont examinées, de nouvelles données sont intégrées et un bilan des MSS est établi pour le golfe. De nouvelles données sur les matières nutritives dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent, dans les eaux de l'Atlantique qui alimentent le golfe à l'est du détroit de Cabot, sont présentées. Le cycle, le processus de régénération et le bilan des matières nutritives sont étudiés. De nouvelles données sur les rapports des isotopes stables de l'oxygène dans les eaux du golfe sont examinées et l'utilisation potentielle de ces mesures pour identifier les sources d'eau douce est examinée.

L'ouvrage rassemble les données existantes sur le carbone organique dissous et particulaire dans la colonne d'eau, ainsi que sur la fraction organique des sédiments de surface. La distribution de ces fractions est décrite et un bilan est établi pour les eaux du golfe. Le rapport isotopique du carbone utilisé pour déceler la matière organique d'origine terrestre et fluviale dans les sédiments de surface et étudier les interactions entre le carbone inorganique, organique particulaire et planctonique est examiné. Les résultats d'un programme quinquennal de surveillance des sources de carbone organique dans le fleuve Saint-Laurent sont décrits.

Le comportement des métaux-traces pendant le mélange des eaux estuariennes, les interactions entre les phases de dissolution et de formation des particules, et l'influence des diagenèses dans les sédiments sur la distribution des métaux dans la colonne d'eau sont décrits. De nouvelles données recueillies sur le Saguenay sont examinées et des modèles du transport des métaux dans la zone côtière sont étudiés. Les recherches sur le comportement et la distribution des métaux-traces dans les sédiments de surface du golfe font l'objet d'une révision. Les concentrations de métaux dans les sédiments du golfe et d'autres zones côtières sont comparées, et les relations entre les métaux-traces et la composition des sédiments sont examinées afin de mieux connaître les processus de transport et de sédimentation des différentes fractions des métaux-traces.

L'ouvrage décrit également les recherches effectuées sur la pollution dans le golfe du Saint-Laurent. L'utilisation de carottes, prélevées dans le fjord du Saguenay et datées avec précision, dans l'étude des sources polluantes et des variations climatiques est examinée. La pollution par le mercure dans le fjord du Saguenay est étudiée, et le dépôt des radionucléides est utilisé pour modéliser les processus de tansport des métaux dans le bassin hydrographique du Saguenay. Les données sur les contaminants organiques présents dans les eaux du golfe sont examinées. Les résultats d'une étude décennale sur les hydrocarbures du pétrole dans les eaux du golfe sont présentés. Les concentrations d'hydrocarbures résiduels ont diminué dans le golfe durant cette période en raison de la réduction des apports en provenance de l'Atlantique.

Le dernier chapitre porte sur les différentes méthodes de collecte et d'interprétation des données dans l'étude des processus chimiques. L'état actuel des connaissances de la chimie marine est évalué, les limitations des données existantes sont définies et des recommandations sont formulées quant aux nouvelles orientations des recherches futures. Enfin, les données recueillies par l'IOB sur la chimie du golfe du Saint-Laurent sont présentées en annexe.

Abstract

STRAIN, P. M. [DIR.]. 1990. Océanographie chimique dans le Golfe du Saint-Laurent. Bull. can. sci. halieut. aquat. 220: 206 p.

This book is a review, synthesis, and addition to data on the chemical oceanography and geochemistry of the Gulf of St. Lawrence, the St. Lawrence Estuary, and the Saguenay Fjord. Since it has been produced by scientists in the Marine Chemistry Division of Physical and Chemical Sciences Branch, Department of Fisheries and Oceans, Canada, its focus is on research conducted out of the Bedford Institute of Oceanography but it also includes discussion of work conducted by other agencies on the Gulf of St. Lawrence.

The first part of the book is an examination of the basic chemical oceanography of the Gulf. The geography, physical oceanography, and geology of the region are briefly described. Existing data on suspended particulate matter (SPM) is reviewed, new data is presented and a budget for SPM in the Gulf is developed. New nutrient data are presented for the Upper St. Lawrence Estuary and the Gulf source waters in the open Atlantic east of Cabot Strait. Nutrient cycling and regeneration processes and nutrient budgets are discussed. New data on stable oxygen isotope ratios of waters in the Gulf are discussed and the potential for using such measurements to identify fresh water sources is explored.

The book brings together existing data on dissolved and particulate organic carbon in the water column and the organic fraction of surficial sediments. The distributions of these organic fractions are described and a budget for the Gulf is constructed. The carbon isotope ratio work that has been used to track terrestrial and riverine organic matter in surficial sediments and to study interactions between inorganic carbon, particulate organic carbon and planktonic carbon is reviewed. The results of a 5-year program monitoring organic carbon inputs from the St. Lawrence River are described.

The behaviour of trace metals during estuarine mixing, the interactions between dissolved and particulate phases, and the influence of diagenetic processes in sediments on metal distributions in the water column are described. New data for the Saguenay Fjord are analyzed. Models describing the fluxes of metals through the coastal zone are discussed. Research on the behaviour and distributions of trace metals in surficial sediments in the Gulf is reviewed. The levels of metals in Gulf sediments are compared to those in other coastal areas and the relationships between trace metals and sediment composition are examined to reveal details on the transport and deposition modes of different trace metal fractions.

Also, the book is a description of research on pullution in the Gulf of St. Lawrence. The use of accurately dated cores from the Saguenay Fjord for the study of both pollution inputs and the history of climate variations is reviewed. The history of mercury pollution in the Saguenay Fjord is examined and the deposition history of radionuclides is used to model metal transport processes in the Saguenay drainage basin. The limited information available on the incidence of organic contaminants in the Gulf is reviewed. The results of a 10-year survey of petroleum hydrocarbons in the waters of the Gulf are reported. Oil residue concentrations declined during this period due to decreasing fluxes from the open Atlantic to the Gulf.

The final chapter is an examination of the different approaches that have been used in data collection and interpretation in the study of chemical processes. The scope of the present understanding of marine chemistry is evaluated, limitations in existing data identified, and recommendations are made for new approaches in future research. An appendix cataloging chemical data on the Gulf of St. Lawrence available at BIO concludes the work.

Préface

Au début des années 1970, les études côtières et estuariennes n'étaient pas vraiment à la mode. Les analyses chimiques du milieu marin, comme par exemple le Programme géochimique des sections océaniques (GEOSECS), étaient surtout axées sur les océans profonds. Vers la fin des années 1970, l'étude des régions côtières a connu un important regain d'intérêt, surtout à cause d'un intérêt croissant pour les problèmes de l'environnement côtier et du grand nombre de questions sans réponses concernant les processus des environnements marins estuariens et côtiers.

La plupart des recherches dont il est question dans ce livre ont été effectuées par l'Institut océanographique de Bedford. Ces recherches ont commencé en 1970 à la Division d'océanographie chimique du ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources (maintenant la Division de la chimie marine du ministère des Pêches et des Océans), qui a été créée à l'IOB. À l'époque, on cherchait un thème central pour les travaux de développement en océanographie chimique, et le golfe Saint-Laurent a été identifié comme une zone appropriée et représentative pour l'étude des processus estuariens et côtiers. L'importance économique du golfe pour le Canada constituait une raison supplémentaire pour son choix comme thème central regroupant diverses études scientifiques marines. Les études du golfe ont continué à occuper une part très importante des travaux de la Division jusqu'à 1980 environ; à cette époque, on s'intéressait à une zone plus vaste incluant l'Arctique canadien et d'autres zones de l'Atlantique Nord. L'ouverture de l'Institut Maurice-Lamontagne à Sainte-Flavie, Québec, en 1987, créait une nouvelle base pour la recherche côtière et estuarienne dans l'est du Canada. La plus grande partie des nouvelles recherches portant sur le golfe seront effectuées à cet Institut, qui devrait être complètement opérationnel en 1991.

Ce livre est un résumé très utile des travaux portant sur le golfe effectués par la Division de l'océanographie chimique avant le transfert de ses responsabilités à l'Institut Maurice-Lamontagne. Il reflète en partie le « passage à l'âge adulte » de l'océanographie chimique, devenue une discipline océanographique distincte tant au Canada qu'à l'étranger, qui est survenu au cours des deux dernières décennies. De plus, il donne un certain nombre d'exemples de l'élargissement des sciences chimiques marines, auparavant limitées à l'étude de processus ne survenant que dans l'océan, qui s'intéressent maintenant aussi à l'étude des processus et des taux d'injection des matières en provenance de sources terrestres et atmosphériques. Les liens établis entre les sciences marines physiques, chimiques et biologiques deviennent de plus en plus importants, à mesure qu'on connaît mieux les différents processus marins et les interactions entre ceux-ci. Le fait que ce livre contienne d'abord des informations sur des études océanographiques chimiques reflète beaucoup plus des circonstances historiques que l'opinion que ces disciplines peuvent fonctionner de façon indépendante. Le défi à venir pour les chercheurs consistera à augmenter le niveau d'intensité des entreprises scientifiques multidisciplinaires pour l'étude de régions comme le golfe du Saint-Laurent.

J.M. Bewers
Chef, Division de la chimie marine
Direction générale des sciences physiques et chimiques
Ministère des Pêches et Océans

Remerciements

Les programmes d'océanographie chimique réalisés à l'Institut océanographique de Bedford qui forment la base de ce livre couvrent la période de 1970 à ce jour. Un grand nombre de personnes ont contribué à ces programmes. Alan Walton, chef de la Division d'océanographie chimique de 1970 à 1978, a mis sur pied un grand nombre des programmes dont les résultats sont étudiés dans ce livre. J.M. Bewers, chef de la Division depuis 1978, a dirigé les travaux au cours de la dernière période de recherche sur la golfe, à laquelle il a participé activement. C.D.W. Conrad et W. Young, ainsi que A.R. Coote, aujourd'hui décédé, ont participé activement aux programmes du golfe. Art Coote fut l'un des premiers chercheurs à s'intéresser à la dynamique du golfe considéré comme un système.

En plus de ceux-ci et des auteurs de différents chapitres, les personnes ci-dessous ont aussi collaboré à ce livre :

J.H. Abriel
B.P. Amirault
J. Bates
J.L. Barron
F.J. Bishop
Cai Deiling
J.A. Campbell
N.F. Crewe
C.C. Cunningham
J.A. Dalziel
R. Decoste
R. Dobson
K.M. Ellis
W.D. Fraser
J. Guilderson
G.T. Hagell
W.R. Hardstaff
S. Hartling
M. Hartwell
R.S. Hiltz
M. Huh
J.D. Leonard
I.D. Macauley
C.D. MacGregor
J.D. Moffatt
L. Morash
R.W.P. Nelson
D.W. Pottie
R.T.T. Rantala
S. Roy
J.B. Simms
R.D. Smillie
Song Shulin
B. Sundby
M. Tucker
R.W. Walker
L.R. Webber

Le succès et la portée de ces programmes de recherche doivent également beaucoup au travail d'un grand nombre d'étudiants en stage d'été et d'autres employés temporaires.

Il faut également remercier un certain nombre de personnes pour leur collaboration à la préparation de la présente monographie. C.E. Cosper a coordonné le projet dès son début. P.A. MacPherson a dessiné la plupart des tableaux et figures, et vingt chercheurs pourtant très occupés ont pris le temps d'examiner les manuscrits des divers chapitres.

CHAPITRE I

Océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent : milieu géographique, physico-océanographique et géologique

P.M. Strain

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

Le golfe du Saint-Laurent (Fig. I.1) est une mer marginale située sur la côte est du Canada. Elle est comprise entre le Québec et trois des quatre provinces de l'Atlantique, soit le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve. La quatrième province de l'Atlantique, l'Île-du-Prince-Édouard, est située à l'intérieur du golfe. Le golfe occupe une place importante dans l'histoire canadienne. Les Vikings se sont aventurés au moins jusqu'à la limite du golfe vers l'an 1000 A.D. John Cabot a apparemment exploré le détroit de Cabot et le détroit de Belle-Isle en 1497, bien que l'on ne puisse déterminer avec certitude le trajet exact de son voyage. Le premier Européen à visiter l'intérieur du golfe fut Jacques Cartier qui, en 1534, l'a exploré jusqu'à l'extrémité ouest de l'île d'Anticosti et, l'année suivante, s'est rendu à Québec et a remonté le Saint-Laurent jusqu'à Montréal. Le golfe a continué à servir de route principale vers le centre du Canada au cours des trois cents années qui ont suivi et il constitue aujourd'hui encore une importante route de transport vers le centre industriel de l'Amérique du Nord. Parmi ses ressources naturelles, notons les pêches, dont les débarquements comptent pour environ 25 % en poids des pêches canadiennes totales (Pêches et Océans 1987). La rive sud du golfe abrite d'importantes aires de loisir en

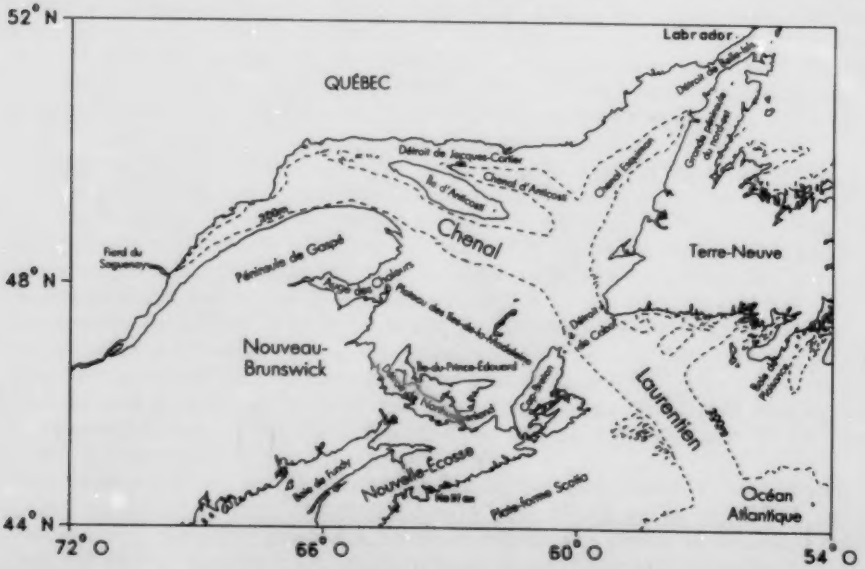


FIG. I.1. Le golfe du Saint-Laurent. La ligne pointillée est l'isobathe de 200 m.

été et sert de base à une importante industrie touristique. Ainsi, le golfe a un impact profond sur la vie économique et sociale de l'est du Canada.

Ce livre décrira les recherches en océanographie chimique qui ont été effectuées dans le réseau du golfe du Saint-Laurent, en accordant une attention particulière sur les travaux effectués par les chercheurs de l'Institut océanographique de Bedford entre 1970 et le début des années 1980. Le reste de chapitre décrira certains aspects du milieu physique du golfe, son océanographie physique et les caractéristiques de son milieu géologique qui sont nécessaires à la compréhension de l'océanographie chimique de cette région.

Milieu physique

Dans la présente publication, l'expression « golfe du Saint-Laurent » est utilisée pour décrire tout le réseau estuarien de l'embouchure du Saint-Laurent et du Saguenay à l'ouest à ses deux ouvertures sur l'océan Atlantique à l'est, soit le détroit de Cabot et le détroit de Belle-Isle (Fig. I.1-2). Le golfe Saint-Laurent a une superficie de 226×10^3 km^2, ce qui correspond approximativement à la moitié de celle de la mer Baltique ou de la mer Noire. Avec une profondeur moyenne de 152 m, son volume est de $34{,}5 \times 10^3$ km^3, soit un tiers de plus que la mer Baltique.

Pour cette surface, le golfe reçoit les eaux de ruissellement d'un bassin hydrographique beaucoup plus grand ($1{,}51 \times 10^6$ km^2) que toute autre mer semi-fermée. Une grande partie de l'apport d'eau douce provient du Saint-Laurent qui, en termes de débit, est le deuxième plus grand fleuve de l'Amérique du Nord (après le Mississipi). Le débit du Saint-Laurent au niveau de Québec est d'environ 350 km^3/an (valeur moyenne pour la période 1960-72), Pocklington 1982). La ville de Québec constitue également la limite amont de l'estuaire du Saint-Laurent (fig. 1.3), qui est définie ci-dessous comme la région entre la ville de Québec et Pointe-des-Monts (une distance d'environ 400 km). (L'expression « partie ouverte du golfe » sera souvent utilisée pour décrire le golfe à l'exclusion de l'estuaire.) L'estuaire est subdivisé en bassin supérieur

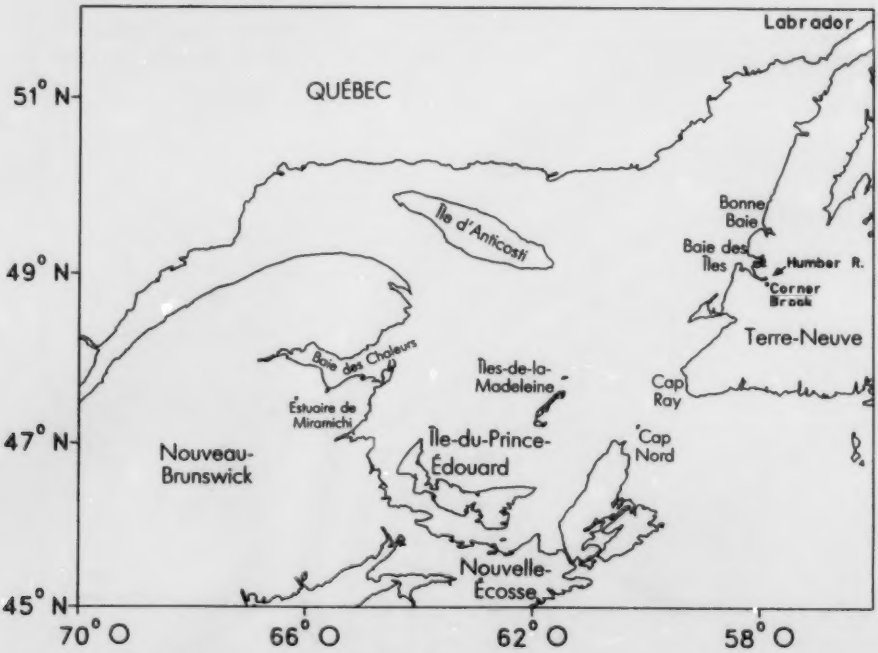


FIG. I.2. Golfe du Saint-Laurent et certains des lieux mentionnés dans le texte.

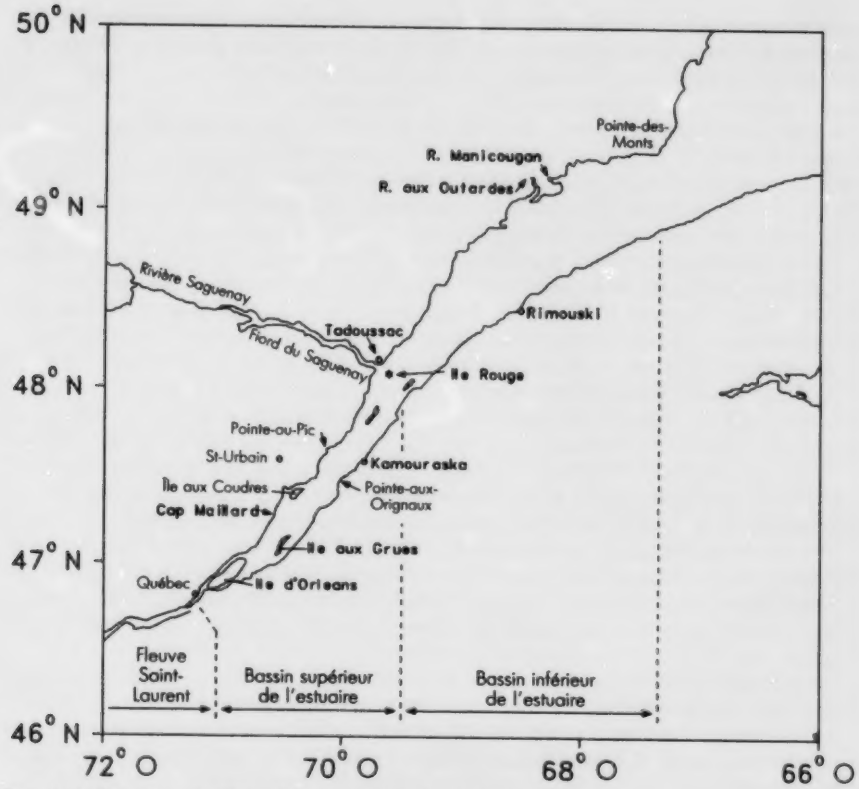


FIG. I.3. Estuaire du Saint-Laurent et le fiord du Saguenay

de l'estuaire (environ 180 km de longueur, atteignant une largeur de 24 km à l'extrémité aval), entre Québec et l'embouchure du fiord du Saguenay, et le bassin inférieur, entre le Saguenay et Pointe-des-Monts. (C'est la façon la plus commune, mais non la seule, de subdiviser l'estuaire; d'Anglejan (1981) parle des bassins supérieur, moyen et inférieur de l'estuaire, qui correspondent au fleuve Saint-Laurent, au bassin supérieur et au bassin inférieur tels que définis ci-dessus; Greisman et Ingram (1977) parlent du bassin inférieur de l'estuaire et de l'estuaire marin.)

Les autres principales sources d'eau douce du golfe Saint-Laurent sont situées au nord et à l'ouest du golfe. La rivière Saguenay, qui est reliée à l'estuaire par le fiord du Saguenay de 95 km de longueur, apporte un volume supplémentaire de 40 km^3/an et draine une superficie de 78 000 km^2; le débit combiné des rivières Manicouagan et aux Outardes, qui s'écoule dans le bassin inférieur de l'estuaire à l'ouest de Pointe-des-Monts, est de 32 km^3/an (valeurs moyennes pour 1960-1970, selon les données du Comité national canadien, 1972). Beaucoup de grandes rivières se déversent dans la partie ouverte du golfe sur la rive nord et leur débit combiné est de 130 km^3/an (1960-70, Jordan 1973). Par contre, les apports d'eau douce provenant du reste du golfe (de Terre-Neuve, de la Gaspésie, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard) ne totalisent que 47 km^3/an (1965-70, Jordan 1973).

En se basant sur les données ci-dessus, la contribution du Saint-Laurent (mesurée à Québec) à l'apport total d'eau douce dans le golfe atteint tout au plus 58 % (cette valeur est un maximum parce que certaines rivières plus petites se déversant dans l'estuaire du Saint-Laurent n'ont pas été incluses). Étant donné que différentes périodes ont été utilisées pour établir les moyennes des différents apports, cette estimation est

approximative au mieux. De plus, il faut être prudent si l'on compare ces calculs avec les données de rapports antérieurs car dans certains cas, tout au moins, l'apport en eau douce du Saint-Laurent a apparemment été défini comme la quantité totale d'eau douce déversée dans la partie ouverte du golfe à partir de l'estuaire du Saint-Laurent. Par exemple, Dickie et Trites (1983), citant El-Sabh (1977), indiquent que le Saint-Laurent fournit 75 % de l'eau douce du golfe. La fraction avancée par El-Sabh (1977) était les deux tiers, mais l'évaluation de 75 % est voisine de la valeur de 70 % calculée à partir des données présentées ici pour les débits combinés du Saint-Laurent, du Saguenay, de la rivière aux Outardes et de la rivière Manicouagan.

La caractéristique la plus particulière de la bathymétrie du golfe est le chenal Laurentien. Il s'agit d'une auge profonde et escarpée qui s'étend sur plus de 1 200 km à partir d'un point juste à l'est de l'embouchure du fiord du Saguenay dans l'estuaire du Saint-Laurent et qui passe par la partie centrale du golfe et le détroit de Cabot, et qui atteint le rebord de la plate-forme continentale à l'extérieur du golfe Saint-Laurent. À sa limite amont, les profondeurs maximum augmentent de moins de 40 m à plus de 320 m sur une distance de moins de 20 km. La profondeur maximum augmente régulièrement jusqu'à 535 m juste à l'ouest du détroit de Cabot, bien qu'elle remonte à 480 m dans le détroit lui-même. Le chenal Laurentien a une largeur moyenne d'environ 50 km, avec une largeur maximum d'environ 80 km. Deux autres auges ont des ramifications partant du chenal Laurentien dans la partie nord-est du golfe, le chenal Esquiman qui monte parallèlement à la côte ouest de Terre-Neuve, et le chenal Anticosti, lui-même relié au chenal Esquiman, qui avance parallèlement au chenal Laurentien au nord de l'île d'Anticosti (voir Fig. I.1). Si l'isobathe de 200 m est utilisée pour définir l'étendue des chenaux profonds, alors environ la moitié de la surface du golfe recouvre des eaux profondes.

Le golfe Saint-Laurent est formé par des basses-terres du Paléozoïque submergées, dont le réseau de drainage fluvial a été modifié au cours des glaciations du Pléistocène. L'érosion glaciaire a élargi, creusé et redressé les vallées fluviales, produisant le réseau du chenal Laurentien aux rebords abrupts et au fond large et recouvert d'hummocks.

Au nord du chenal Laurentien, dans une zone comprise entre celui-ci et la péninsule de Gaspé (qui comprend le bassin inférieur du Saint-Laurent), le fond remonte rapidement des chenaux profonds au continent ou à l'île d'Anticosti. Toutefois, la partie sud-est du golfe est formée par un plateau large et peu profond (habituellement moins de 75 m), appelé le plateau des îles de la Madeleine. Une plate-forme semblable, mais plus étroite, se trouve entre le chenal Esquiman et la côte ouest de Terre-Neuve. Environ le quart du golfe recouvre des eaux d'une profondeur moins de 75 m. On trouve trois grandes îles dans le golfe, soit l'île d'Anticosti, l'Île-du-Prince-Édouard et l'archipel des îles de la Madeleine.

L'estuaire du bassin supérieur du Saint-Laurent est relativement peu profond, avec une profondeur maximum d'environ 30 mètres pour les deux tiers de la partie supérieure du bassin; les plus grandes profondeurs se trouvent du côté nord de l'estuaire. Toutefois, des travaux de dragage sont nécessaires pour garder les chenaux de navigation à une profondeur minimum de 12,5 m. La partie sud est plus étroite, formée d'un motif complexe de chenaux et de plates-formes sous-marines qui forment des îles peu élevées et des rives qui émergent. Le tiers inférieur de l'estuaire du bassin, appelé le bassin de l'est, peut descendre à des profondeurs de 120 m.

Le fiord du Saguenay est constitué de bassins profonds séparés l'un de l'autre et de l'estuaire du Saint-Laurent par des seuils étroits. Le bassin inférieur (ouest), qui s'étend sur les deux tiers de la longueur du fiord, descend à des profondeurs atteignant 275 m. Parmi les seuils rocheux les plus importants, notons un seuil de 80 m situé à environ 18 km au-dessus de l'embouchure nord du fiord et le seuil principal (profondeur maximum, 20 m) qu'on trouve à l'embouchure. Le bassin extérieur, compris entre ces deux seuils, descend jusqu'à des profondeurs de 250 m. D'autres fiords plus petits, y compris la baie des Îles et Bonne-Baie, se trouvent sur la côte ouest de Terre-Neuve.

Le principal passage entre le golfe et l'Atlantique est le détroit de Cabot, qui a une profondeur maximum de 480 m et mesure 104 km de largeur; sa section transversale est de 35 km^2. Le deuxième passage est le détroit de Belle-Isle, qui se rétrécit à 16 km et dont le seuil est situé à une profondeur de 60 m seulement.

Le climat sur les terres adjacentes au golfe Saint-Laurent varie de tempéré (température continentale humide, été frais, aucune saison sèche) le long des limites sud du golfe à subarctique le long de la rive nord de la partie ouverte du golfe. Toute la région est caractérisée par des hivers longs et neigeux (150-375 cm de neige, 80-200 jours de couverture nivale), avec des températures moyennes en janvier comprises entre −15 et −4 °C. Les étés sont frais à doux, et comptent 1-4 mois à une température moyenne dépassant 10 °C. Les précipitations annuelles sont comprises entre 75 et 140 cm.

Le profil du climat annuel a des répercussions considérables sur les apports en eau douce au golfe et sur la stratification, ainsi que sur la circulation en surface des eaux du golfe (voir ci-dessous). De plus, ce climat entraîne le gel complet des eaux superficielles du golfe. La glace commence à se former vers la fin de décembre ou au début de janvier dans l'estuaire du Saint-Laurent, aux extrémités ouest et sud du plateau des îles de la Madeleine, ainsi que dans le détroit de Belle-Isle (Matheson 1967; Forrester et Vandall, 1968). Vers la mi-janvier, l'estuaire et la moitié ouest, ainsi que la rive nord du golfe, contiennent de fortes concentrations de glace. Vers la fin de janvier, on trouve de la glace dans tout le golfe. La consolidation du pack continue jusqu'à la fin de février et à ce moment, le golfe est recouvert à 70-90 %. À partir de ce moment, la densité de la glace diminue, mais on ne trouve pas de surface appréciable d'eaux libres avant le début d'avril; à ce moment, la partie de l'estuaire à l'est de l'île d'Anticosti est libre, ainsi qu'une zone partant de la partie nord du détroit de Cabot et s'étendant dans le golfe. La partie centrale du golfe est complètement dégagée vers la fin d'avril, mais on peut trouver des restes de pack près de l'Île-du-Prince-Édouard et dans le coin nord-est du golfe jusqu'à la fin de mai. Ainsi, l'eau douce emprisonnée dans la glace du golfe est libérée au cours d'une période 2-3 mois au printemps.

On trouve un petit nombre d'estimations, présentant de fortes divergences, de la quantité d'eau douce emprisonnée dans la glace du golfe du Saint-Laurent pendant chaque hiver. Forrester et Vandall (1968) ont utilisé des cartes résumés des glaces du golfe Saint-Laurent (Centre de prévision des glaces, ministère des Transports du Canada) pour faire l'inventaire des glaces du golfe. Ces cartes ne donnent pas d'informations explicites sur l'épaisseur de la glace, mais classent plutôt les glaces en « nouvelle », « jeune », « hiver, épaisseur moyenne », et « hiver, épaisse ». Forrester et Vandall utilisent des « rapports sporadiques sur l'épaisseur des glaces provenant des brise-glace » pour répartir les glaces dans les catégories « inférieures à 5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm et plus de 30 cm », respectivement. Pour la période de six ans de 1962-67, en se basant sur ces hypothèses, ils ont calculé que le volume moyen des glaces atteignait un maximum de 35,6 km^3 à la fin de février. Ils ont également calculé que les épaisseurs moyennes de la glace ne dépassaient jamais 25 cm dans aucune des dix subdivisions du golfe; dans la plupart de ces zones, elles étaient comprises entre 15 et 20 cm. Même après correction pour tenir compte de la couverture de 70 à 90 % au plus fort de la saison des glaces, il est difficile de voir le lien rationnel entre ces épaisseurs et les quatre carottes de glace dont il est question au chapitre 5, car la longueur de chacune de celles-ci était supérieure à 40 cm et l'une d'elles dépassait même 80 cm.

Fairbanks (1982) a également évalué le volume de l'eau douce contenue dans la glace du golfe. En utilisant les cartes des glaces à très faible résolution de la marine des E.-U. (couvrant le secteur compris entre 40 et 90°N, de 15°E à 105°W), il a estimé à 280 km^3 la quantité d'eau emprisonnée dans les glaces du golfe. Cette quantité d'eau correspond à une épaisseur moyenne de la glace de 1,2 m au-dessus de toute la surface du golfe et elle équivaut à 80 % du débit annuel du Saint-Laurent à Québec.

Des activités antropiques ont altéré de façon significative des aspects de l'environnement du golfe du Saint-Laurent. L'effet le plus marqué est la régulation de l'écoulement de l'eau douce par la construction de la voie maritime du Saint-Laurent et des

grandes centrales hydroélectriques sur un grand nombre de rivières du Québec. Du point de vue chimique, le golfe reçoit des eaux qui ont reçu de grandes quantités de déchets industriels et domestiques lors de leur passage à travers les secteurs fortement industrialisés qui entourent les Grands Lacs et la vallée du Saint-Laurent. Il reçoit également des déchets industriels provenant de la concentration d'industries lourdes (usines de pâtes et papiers, raffineries d'aluminium et fours de fusion miniers) qu'on trouve le long du Saguenay (voir Fig. VIII.1). Il y a également des déversements industriels localement importants autour de la partie ouverte du golfe, par exemple ceux des grosses usines de pâtes et papiers dans la baie des Îles, ainsi que ceux des exploitations minières et de papeterie au nord du Nouveau-Brunswick.

Océanographie physique

La figure 1.4 présente une distribution de salinité typique pour l'estuaire du Saint-Laurent. La limite amont de l'intrusion d'eau de mer se situe près de l'île d'Orléans. Les eaux du bassin supérieur vont de complètement homogènes verticalement, c.-à-d. complètement mélangées, à l'extrémité amont, à complètement stratifiées dans les zones profondes du bassin est. Sur la plus grande partie de sa longueur, le bassin supérieur est partiellement mélangé, comme on peut le prévoir pour un estuaire qui reçoit un important apport en eau douce et qui subit un fort mélange tidal. Le bassin inférieur est bien stratifié sur toute sa longueur.

Au premier coup d'œil, on voit que l'écoulement du bassin supérieur de l'estuaire correspond à une description estuarienne classique à deux couches, dans laquelle l'entraînement d'eau salée dans la couche superficielle d'eau douce s'écoulant vers l'extérieur est balancée par un écoulement résiduel net dirigé vers l'intérieur de la couche saline profonde. Un tel modèle décrit certaines des principales caractéristiques de la circulation des eaux dans le golfe Saint-Laurent, comme l'écoulement des eaux profondes à travers le détroit de Cabot dans le chenal Laurentien jusqu'à l'embouchure du Saguenay. En outre, il explique la présence d'une caractéristique dominant la chi-

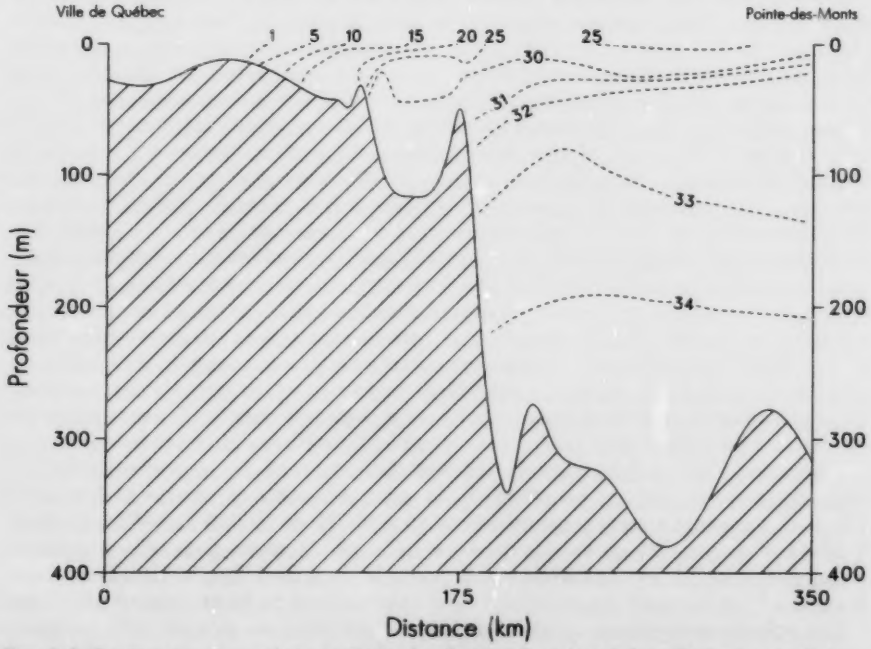


FIG. I.4. Section transversale type de la distribution de salinité dans l'estuaire du Saint-Laurent (tiré de Bewers et Yeats, 1979, avec autorisation).

mie du bassin supérieur, une zone de turbidité maximum. Cette zone contient de plus fortes concentrations de matières en suspension que celles du fleuve ou de l'eau salée dans l'est du bassin et plus loin vers l'aval. Postma (1967) a expliqué le maintien des maxima de turbidité en décrivant l'aptitude d'un tel régime d'écoulement à piéger les matières en suspension, qui passent de l'eau s'écoulant vers le large à l'eau s'écoulant vers l'intérieur. En réalité, le phénomène est beaucoup plus complexe à cause de l'interaction des fortes marées avec la bathymétrie complexe du bassin supérieur, ce qui entraîne une diminution marquée de la stratification à l'intérieur des maxima de turbidité aux moments de faibles apports d'eau douce (d'Anglejean, 1981). En outre, Kranck (1979) a insisté sur l'importance des processus de floculation pour expliquer le piégeage des particules dans la maximum de turbidité; sans ce mécanisme, ces particules se décantaient trop lentement pour disparaître de la couche superficielle s'écoulant vers l'extérieur. La flocculation est plus rapide avec la matière organique, qui est par conséquent piégée de façon préférentielle dans le maximum de turbidité, par rapport aux substances inorganiques (voir Chaptitre II pour une étude plus approfondie du maximum de turbidité).

La circulation dans l'estuaire est causée par les apports d'eau douce, les vents et les marées. Les apports d'eau douce présentent des variations marquées, saisonnières et intersaisonnières. Certaines données plus récentes (1981-84, Pocklington et Tan, 1987) indiquent que le débit du Saint-Laurent est d'environ 18×10^3 m^3/s au cours de la période de pointe d'avril-mai, par rapport à environ 11×10^3 m^3/s lors de la période de faible écoulement de janvier-février. La variabilité saisonnière est plus faible que dans bien d'autres cours d'eau à cause de l'amortissement dû à l'importante capacité de stockage du bassin versant du Saint-Laurent. La crue nivale du printemps a été réduite au cours des dernières décennies par les grandes centrales hydroélectriques et les autres installations de régulation du niveau des eaux.

La hauteur moyenne des marées dans le bassin supérieur atteint 5 m à certains endroits, avec des maximum de 7 m. L'écoulement d'eau douce à Québec produit des marées fortement assymétriques avec de longs reflux et des flux rapides dans le cours supérieur du bassin supérieur (d'Anglejean, 1981). L'avance des eaux tidales dans les eaux relativement profondes de la rive nord de l'estuaire est plus forte et en avance sur celle qu'on observe dans les eaux peu profondes de la rive sud. On note des décalages importants de phases entre les hauteurs et les courants tidaux (la marée basse survient vers la fin du reflux), ce qui indique une forte dissipation de l'énergie tidale par la friction du fond. La remise en suspension des sédiments, une importante caractéristique de la dynamique des sédiments du bassin supérieur, est activée par cette énergie. Les sédiments fins ne s'accumulent que dans des poches isolées.

Le fiord du Saguenay est un estuaire de type fiord (Dyer, 1973) dans lequel l'écoulement d'eau douce est confiné à une mince couche superficielle (10-15 m), séparée des eaux profondes par une forte halocline. La salinité de la couche de surface passe de 0 (fond du fiord) à environ 18 (embouchure du fiord). L'halocline empêche l'interaction chimique directe entre les sédiments du Saguenay et la couche superficielle, sauf dans le fond du fiord.

Les eaux profondes du fiord sont relativement homogènes, avec des salinités comprises entre 29 et 30,5 pendant toute l'année, et des températures comprises entre 0 et 5 °C, avec une certaine variabilité saisonnière. Thériault et Lacroix (1975) suggèrent que cette eau profonde provient de l'eau superficielle (c.-à-d. provenant d'au-dessus de la profondeur du seuil) dans l'estuaire du Saint-Laurent, mais Seibert *et al.* (1979) ont fait remarquer que les caractéristiques de température et de salinité de l'eau ne concordent pas avec une telle hypothèse. Ils ont suggéré que des marées internes sont responsables de l'élévation d'eau ayant des propriétés appropriées de T-S à partir de sa profondeur « normale » de 60-70 m jusqu'à la profondeur du seuil; cette eau s'écoule ensuite le long de la pente, se mélangeant avec l'eau du fiord par entraînement à mesure qu'elle entre dans la zone périphérique du bassin. Des vagues internes ayant des amplitudes atteignant jusqu'à 80 m ont été observées dans ce secteur (El-Sabh, 1979). Elles sont vraisemblablement produites par l'interaction entre la marée barotro-

pique et l'élévation rapide à l'extrémité amont du chenal Laurentien dans le bassin inférieur. Les portions centrales et périphériques des bassins du Saguenay présentent des variations de fréquence tidale qui correspondent à un tel mécanisme.

Le temps de remplacement qui en résulte pour les eaux profondes du fiord est beaucoup plus court que celui qu'on observe habituellement dans les fiords à seuil ayant une bathymétrie comparable. Seibert *et al.* (1979) ont estimé que ce temps est de l'ordre de plusieurs jours à plusieurs semaines. L'énergie fournie par l'écoulement de densité tidale par-dessus le seuil n'est probablement pas suffisant pour expliquer l'effet de chasse rapide; ces auteurs suggèrent que des vagues internes à l'intérieur du fiord, produites par la dispersion de l'énergie des marées à des points de changements abrupts de la topographie, pourraient fournir l'énergie nécessaire au mélange.

D'un point de vue chimique, la conséquence la plus importante du remplacement rapide des eaux profondes du fiord est l'ensemble de valeurs relativement élevées d'oxygène dissous qu'on trouve dans ces eaux. Seibert *et al.* (1979) ont noté qu'on trouve rarement des valeurs inférieures à 180 micromoles (μM); en effet, les concentrations sont régulièrement supérieures à 270 μM à 250 m dans le secteur central du bassin.

Les mêmes forces tidales développées dans la partie amont du chenal laurentien, qui contribuent au remplacement rapide des eaux profondes du Saguenay, jouent également un rôle important dans le mélange des eaux profondes du chenal Laurentien dans la couche supérieure de l'estuaire. Dickie et Trites (1983) notent que le mélange peut être si intense que la colonne d'eau peut devenir homogène (à 5 °C, salinité de 28) dans ce secteur, même en juillet. Un tel mélange, qui est responsable de concentrations très élevées de substances nutritives en surface dans le bassin inférieur, est conforme à la théorie de Stevens (1974) de la « pompe à substances nutritives » dans ce secteur.

L'interaction de la régulation de l'écoulement d'eau douce et du mélange des eaux profondes avec les eaux de surface est complexe et a fait l'objet de certaines controverses. Reid (1977) suggère que le mécanisme tidal interne peut avoir moins d'importance quand le débit de la rivière est élevé, à cause de la stratification accrue à certains seuils de l'estuaire, près de l'embouchure du Saguenay. Par ailleurs, Neu (1982a, b) soutient que la quantité d'eau entraînée dans la couche superficielle de l'écoulement estuarien à deux couches a été corrélée directement avec l'écoulement d'eau douce, et que la coïncidence naturelle de la crue nivale du printemps et d'autres conditions favorables à la croissance étaient critiques pour la productivité élevée qui a été observée dans de nombreuses zones côtières. Budgen *et al.* (1982) a étudié les effets de l'écoulement d'eau douce dans tout le golfe. Les influences se contrebalançant du cisaillement accru et de la stabilité accrue qui accompagne l'augmentation de l'écoulement rendent les effets de la régulation de l'écoulement de l'eau douce difficiles à évaluer dans certains secteurs. Par exemple, ces auteurs ont compris qu'on ne dispose pas d'assez de données pour évaluer les répercussions dans l'estuaire ou dans la partie amont du chenal Laurentien. Toutefois, ils ont affirmé quel'écoulement accru entraîne vraisemblablement une augmentation du mélange dans le courant de Gaspé et diminue au-dessus du plateau des îles de la Madeleine. Sinclair *et al.* (1986) a résumé ces conclusions et a étendu l'étude à la comparaison de l'impact des apports d'eau douce locaux et de la circulation océanique non locale.

L'écoulement superficiel à faible salinité provenant du fiord du Saguenay décroît du côté sud de l'estuaire, où il rejoint l'eau à faible salinité du bassin supérieur. Le panache du Saguenay est déplacé vers l'amont dans le bassin supérieur par les marées hautes. (Greisman et Ingram (1977) ont noté que ces avances tidales sont de l'ordre de 10 km). La circulation en surface dans le bassin inférieur est complexe et influencée par les vents et des gradients de pressions atmosphérique, ainsi que des marées barotropiques et internes, et par l'effet de Coriolis (El-Sabh, 1979). El-Sabh suggère que le profil de circulation estivale dans le bassin inférieur est composé de deux tourbillons contrarotatifs au nord et d'un écoulement vers la mer sur la rive sud (Fig. I.5). En comparant le débit de pointe du Saint-Laurent et la salinité moyenne à Pointe-des-Monts, El-Sabh (1979) a évalué à un mois le temps de déplacement de l'eau douce dans l'estuaire

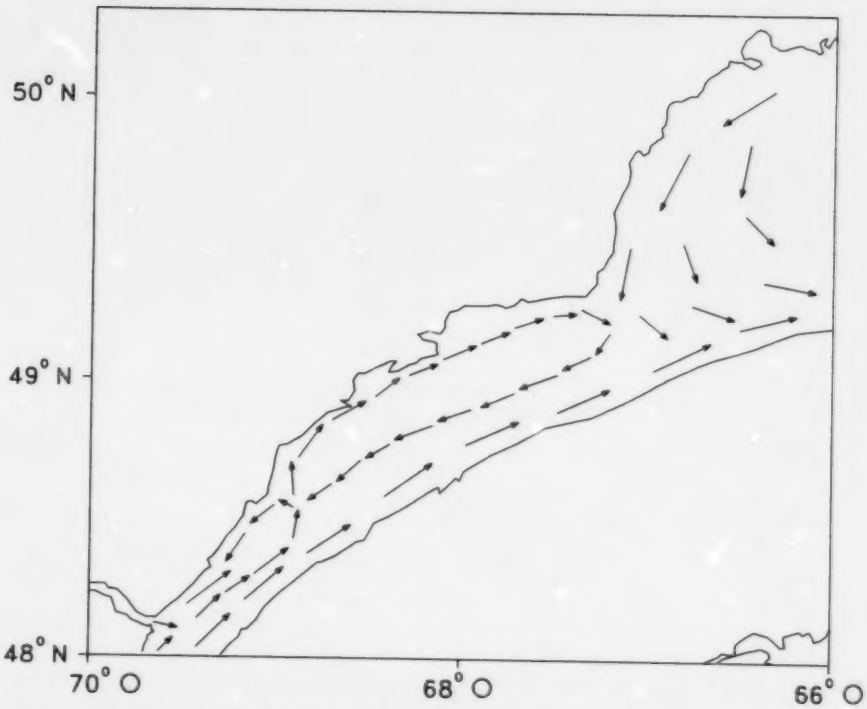


FIG. I.5. Circulation estivale typique dans le bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent. La partie ouest du tourbillon de l'île d'Anticosti est à la droite (dessin tiré de El-Sabh, 1979, avec autorisation).

du Saint-Laurent. À l'embouchure de l'estuaire, l'écoulement vers la mer sur la côte sud (courant de Gaspé) est intensifié par un tourbillon cyclonique qu'on observe entre l'île d'Anticosti et Pointe-des-Monts, et qui crée un écoulement étroit mais rapide dans la tranche supérieure de 25-50 m le long de la péninsule de Gaspé.

La structure verticale des eaux dans la partie ouverte du golfe change selon les saisons. En hiver, deux couches d'eau distincte sont présentes : une couche d'eau superficielle mélangée de 50-100 m d'épaisseur, dont la température est égale ou tout juste supérieure au point de congélation (−1,5 °C), et les salinités, comprises entre 31 et 32, et des eaux profondes et plus chaudes (4-6 °C), dont les salinités sont voisines de 34,6 (fig. I.6, Trites, 1972).

En été, le réchauffement en surface sépare la couche supérieure en deux couches distinctes, une couche chaude et mince (15 °C) (10-30 m), relativement douce (S = 27-32) en surface et une couche intermédiaire plus froide, un peu plus chaude (−0,5 à 1 °C) que la couche superficielle d'hiver, dont les salinités sont comprises entre 31,5 et 33 (Dickie et Trites, 1983). On croyait que la couche froide intermédiaire provenait du plateau continental du Labrador, dont les eaux s'écoulent dans le golfe par le détroit de Belle-Isle et ont des propriétés de T-S très semblables. Dickie et Trites (1983) croyaient que l'échange par le détroit de Belle-Isle était peu important par rapport au volume total de la couche intermédiaire dans le golfe et que la plus grande partie de cette couche était un reste du refroidissement de l'hiver précédent. Les travaux récents effectués par Petrie *et al.* (1988) montrent toutefois que le golfe reçoit des apports nets importants du détroit de Belle-Isle et que le refroidissement *in situ*, tout comme l'advection de la mer du Labrador, contribuent à former la couche intermédiaire du golfe.

Le figure I.7 est une représentation stylisée de la circulation type estivale dans la partie ouverte du golfe. Parmi les caractéristiques remarquables, notons l'écoulement

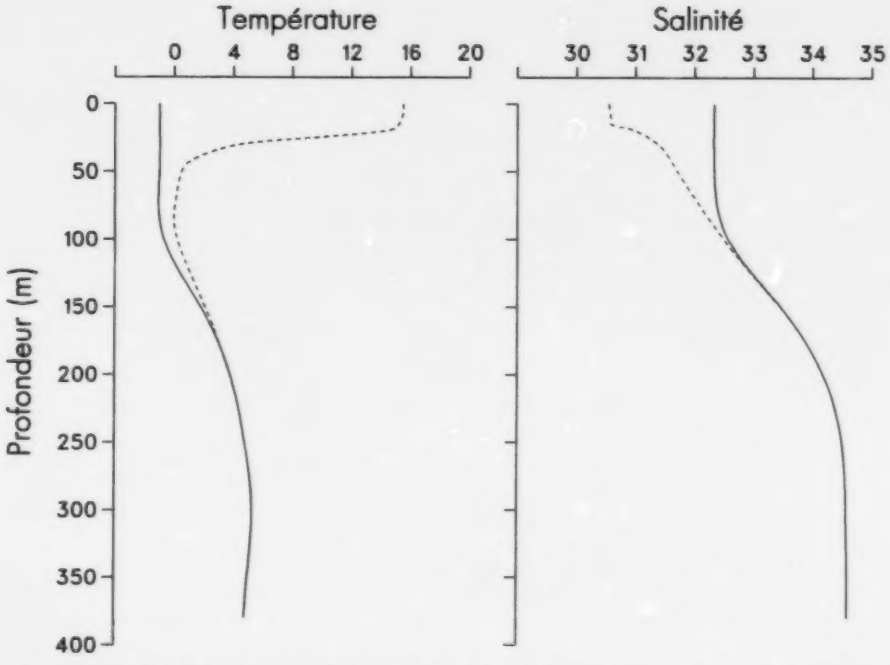


FIG. I.6. Profils types de température et de salinité dans la partie ouverte du Saint-Laurent. Lignes pleines = hiver; lignes pointillées = été (tiré de Trites, 1972, avec autorisation).

de type généralement cyclonique à l'intérieur du golfe, les écoulements bidirectionnels observés dans le détroit de Cabot et le détroit de Belle-Isle, et le tourbillon d'Anticosti, juste à l'ouest de l'île d'Anticosti. Les mécanismes les plus importants fournissant l'énergie à cette circulation sont le vent et l'important écoulement d'eau douce de l'estuaire du Saint-Laurent. Ce profil de circulation divise le golfe, la région sud, au-dessus du plateau des îles de la Madeleine, étant plus directement influencée par l'écoulement d'eau douce vers la mer en provenance de l'estuaire que la région nord-est. En mesurant la salinité saisonnière minimum du Saint-Laurent au détroit de Cabot, El-Sabh (1977) a évalué à trois mois le temps de chasse moyen de l'eau douce dans le golfe.

Les eaux profondes du golfe proviennent de l'extérieur de celui-ci. Ces eaux, qui sont contiguës aux eaux profondes du chenal Laurentien à l'extérieur du détroit de Cabot, sont composées partiellement de l'eau provenant du bras situé près de la rive du courant du Labrador. Dickie et Trites (1983) ont noté que la température maximum de cette couche, qui est comprise entre 4 et 6 °C, est corrélée avec la force du courant du Labrador. El-Sabh (1977) a utilisé ces variations de la température à long terme pour calculer un temps de transit compris entre 2 et 2,5 années pour l'écoulement des eaux profondes du détroit de Cabot à l'estuaire du Saint-Laurent.

Un certain nombre d'études sur les caractéristiques d'océanographie physique des écoulements d'eau à travers le détroit de Cabot ont été effectuées. Trites (1972) a présenté des sections transversales des courants résiduels à plusieurs emplacements du golfe, y compris le détroit de Cabot, et a affirmé que l'écoulement total dirigé vers la mer passant par le détroit de Cabot est d'environ 50 fois le déversement moyen d'eau douce. Dickie et Trites (1983) ont par la suite révisé cette évaluation à un facteur d'environ 30, en se basant sur une étude détaillée des écoulements par le détroit de Cabot effectuée par El-Sabh (1975, 1977). El-Sabh a utilisé des calculs géostrophiques, basés sur les données disponibles de CTD, appuyés par un nombre limité de mesures directes du courant, pour décrire en détail la force et l'emplacement des écoulements passant

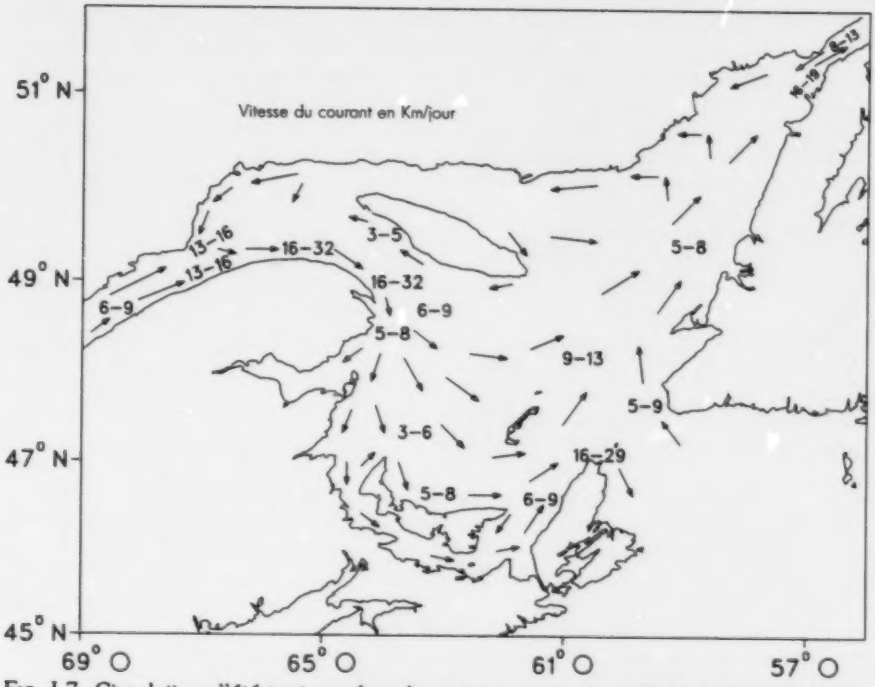


FIG. I.7. Circulation d'été typique dans la partie ouverte du golfe Saint-Laurent. Les numéros indiquent le courant en surface en km/jour (tiré de Trites, 1972, avec autorisation).

par le détroit de Cabot dans chaque direction (ainsi qu'à une section transversale à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent). En moyenne, environ 20 % de l'écoulement volumique dirigé vers l'extérieur passant par le détroit de Cabot passe dans la couche supérieure de 25 m du côté Cap-Breton du détroit. Un apport d'eau de l'Atlantique est absorbé à toutes les profondeurs du côté de Terre-Neuve, et dans certaines zones plus profondes au centre du détroit (Fig. I.8). El-Sabh a également compilé des tableaux détaillés indiquant l'écoulement vers l'extérieur, l'écoulement vers l'intérieur et l'écoulement net dans chaque couche pour une profondeur donnée un certain nombre de fois chaque année, et ce format est particulièrement utile pour le calcul des écoulements massiques chimiques.

Plusieurs des chapitres du présent volume utilisent des modèles de type boîte pour établir les bilans des substances qui transitent dans le golfe (Chapitres II, III et IV pour les matières particulaires en suspension, les substances nutritives et le carbone organique, respectivement). Les écoulements à travers le détroit de Cabot sont les principaux constituants d'un tel modèle. Les comparaisons initiales entre ces modèles ont mis en évidence des écarts (par exemple des concentrations peu réalistes de carbone organique dans les matières en suspension) qu'on a expliqué par l'utilisation de diverses évaluations pour les écoulements d'eau par le détroit de Cabot.

Les modèles présentés ici sont tous basés sur la description détaillée d'El-Sabh de l'écoulement à travers le détroit de Cabot, ajustés selon les suggestions de Bugden (1981) pour tenir compte de la rareté des mesures à très faible distance de l'île du Cap-Breton. La mise à jour d'aspects de modèles basés sur des études antérieures du détroit de Cabot ont permis l'élimination de contradictions entre ceux-ci, mais certaines quantités des modèles peuvent être différentes de celles qui sont indiquées dans des travaux déjà publiés.

Des calculs de El-Sabh étaient basés sur les hypothèses suivantes : les échanges à travers le détroit de Belle-Isle sont peu importants, et la quantité totale de sel dans

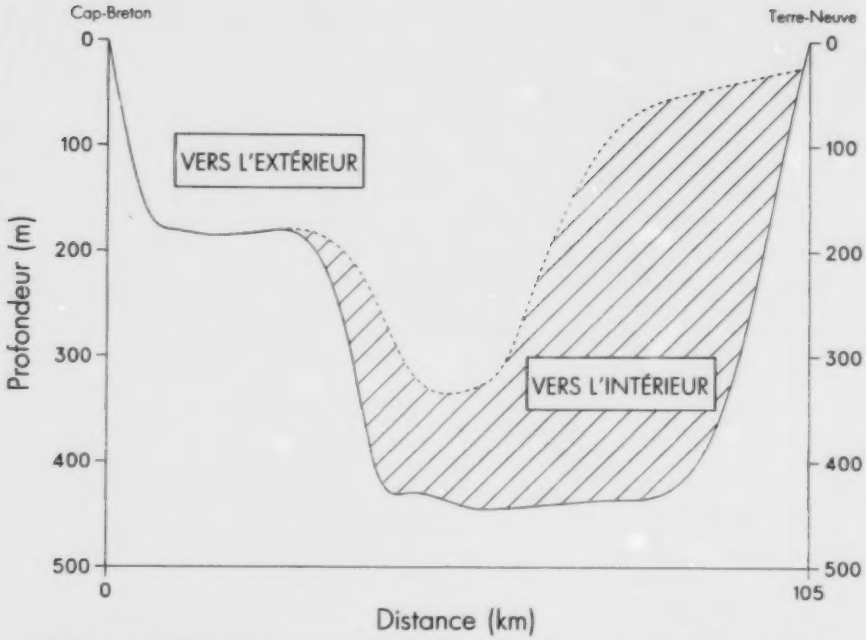


FIG. I.8. Emplacements des eaux s'écoulant vers l'intérieur et vers l'extérieur dans le détroit de Cabot (tiré de Dickie et Trites, 1983, avec autorisation).

le golfe est constante. Comme on l'a noté ci-dessus, Petrie *et al.* (1988) ont montré que les écoulements nets d'eau à travers le détroit de Belle-Isle sont beaucoup plus importants que ne l'avaient indiqué certains travaux antérieurs. En outre, ceux-ci ont noté que les variations à long terme de l'intensité de ces écoulements pourraient entraîner des changements dans le bilan du sel du golfe. L'incorporation des résultats de ces travaux physiques récents dans les modèles chimiques devrait améliorer la qualité de ceux-ci. Les implications potentielles pour l'interprétation des données existantes et la conception des nouveaux projets de recherches en chimie dans le golfe sont examinés dans le Chapitre X.

Milieu géologique

Loring et Nota (1973) ont examiné en détail la morphologie, les sédiments et les milieux géologiques du golfe Saint-Laurent. La région du golfe Saint-Laurent comprend trois grandes provinces géologiques. La région des Appalaches au sud du Saint-Laurent et du golfe est constituée principalement de roches sédimentaires avec certains effleurements de roches ignées et elle comprend les îles de la Madeleine et le golfe lui-même. Les basses-terres du Saint-Laurent s'étendent du lac Huron au détroit de Belle-Isle et comprennent les secteurs du golfe au nord et à l'est du chenal Laurentien. La vallée du Saint-Laurent et les chenaux du golfe ont été creusés dans les roches sédimentaires molles des terres-basses. La région laurentienne est limitée par le Saint-Laurent et le golfe au nord et elle est composée principalement de roches ignées et métamorphiques du Précambrien. La nature diversifiée de ces secteurs est reflétée par les différences chimiques des eaux douces qui se jettent dans le golfe. Par exemple, Loring et Nota (1973) ont signalé des concentrations relativement élevées de carbonate dissous (environ 1,4 mM) dans les eaux déversées par le Saint-Laurent, qui drainent une grande superficie de roches sédimentaires. Par ailleurs, l'eau du Saguenay, qui draine des régions couvertes de roches ignées et métamorphiques de la région des Laurentides, a une faible teneur en carbonate (environ 0,1 mM).

La distribution des sédiments dans le bassin supérieur est contrôlée par les mêmes processus physiques qui sont responsables du maintien du maximum de turbidité. Les sédiments à grains fins, qu'on appelle les pélites ou boues sablonneuses (5-30 % en poids), ne sont déposés que sous la zone de turbidité, le long du côté nord de la partie supérieure de l'estuaire, dans une dépression peu profonde (profondeur inférieure à 10 m), à 15-20 km en aval del'embouchure, et dans la portion plus profonde de l'est du bassin. Ailleurs, des zones de sables limoneux (5-30 %) très sablonneuses (plus de 30 %), de boues, de sables et de graviers couvrent le fond (d'Anglejan et Brisebois, 1974; Kranck, 1979). Dans un environnement à grande énergie de ce type ne comportant que très peu de dépôts permanents de matières fines, l'origine des matières en suspension alimentant la turbidité est bien mystérieuse. Silverberg et Sundby (1979) ont conclu que l'advection était un phénomène plus important que la remise en suspension pour le maintien de la zone de turbidité, et ont suggéré que les sédiments fins observés dans le chenal au nord de l'île d'Orléans pourraient être l'une des sources de ces matériaux. D'Anglejean (1981) a supposé que les bancs de slikkes intertidaux, qui sont abondants du côté sud du bassin supérieur, entre Québec et Pointe-aux-Orignaux, sont des régions de dépôts temporaires et fournissent les matériaux nécessaires au maitien du maximum de turbidité.

Le fiord du Saguenay contient divers sédiments (Loring 1975). Des boues sablonneuses noires et anoxiques (5-10 %) sont observées dans les parties peu profondes du bassin supérieur du fiord. Celles-ci se changent graduellement en boues sombres, gris verdâtres, qui occupent la portion profonde de l'intérieur du bassin du fiord. Plus loin vers l'aval, des boues très sablonneuses (plus de 30 %) sont observées dans les bassins, avec des sables boueux sur les seuils. Des sables et du gravier recouvrent le fond de l'embouchure du fiord.

La distribution granulométrique des sédiments du bassin inférieur et la partie ouverte du golfe est principalement contrôlée par la topographique sous-marine. Les sédiments à grains fins (85 % des matériaux de moins de 0,05 mm de diamètre) et les boues gris verdâtres ou calcaires (plus de 5 % de $CaCO_3$) se trouvent dans les parties profondes du centre des chenaux et dans certaines des vallées des plateaux. Les boues sablonneuses (ou leurs équivalents calcaires) couvrent les parois et les pentes inférieures des chenaux, passant graduellement à des boues très sablonneuses sur les parties supérieures des pentes des principaux chenaux, où elles coexistent avec des effleurements locaux de dépôts erratiques. Dans la partie nord du golfe, les sédiments des plateaux sont constitués principalement de sable à grains grossiers à moyens contenant du gravier et de la boue, ou de graviers. On trouve des graviers de calcaire ou de dolomite près de l'île d'Anticosti et sur la portion extérieure du plateau du Québec et du Labrador. Les sédiments mieux triés qu'on trouve sur le plateau des îles de la Madeleine comprennent des graviers et des sables grossiers à fins contenant une certaine proportion de gravier et de boue. La taille des grains diminue avec la profondeur de l'eau et la distance du rivage ou du sommet des bancs. Les boues sablonneuses à très sablonneuses qu'on trouve dans les vallées des plateaux sont très différentes de celles qu'on trouve dans la plupart des canaux du golfe.

Importance du golfe du Saint-Laurent comme milieu pour la recherche océanographique chimique

En plus de présenter un intérêt bien réel à titre de mer marginale ayant une importance économique et sociale incontestable, le golfe Saint-Laurent présente un certain nombre de caractéristiques qui en font un secteur particulièrement intéressant pour les recherches en océanographie chimique. Le golfe est presque entièrement entouré de terres; les apports en eau douce les plus importants sont concentrés à l'extrémité ouest du golfe et ses seuls passages vers l'océan Atlantique sont situés aux extrémités orientales. La nature semi-close et la séparation entre les apports et les sorties facilitent grandement l'étude des processus internes et des échanges avec les eaux adjacentes. Des études intensives de l'océanographie physique de la région ont permis de déter-

miner les principales caractéristiques de la circulation et de la structure des masses d'eau du golfe. Ces facteurs sont très importants pour l'étude des processus chimiques, l'évaluation des flux de substances chimiques et l'établissement des bilans des espèces chimiques. Une bonne compréhension des flux des matériaux transportés par les eaux des cours d'eau dans la zone côtière, qu'ils soient naturels ou antropiques, est essentielle pour bien comprendre les répercussions de ces matériaux sur l'océan. Le golfe Saint-Laurent constitue un laboratoire naturel unique pour l'étude de tels processus.

L'estuaire du Saint-Laurent est un estuaire très large recevant l'écoulement de l'un des plus grand fleuve du monde et, comme le golfe lui-même, il est géographiquement bien défini. Le comportement de ses eaux est variable, allant des eaux bien mélangées à celles d'un estuaire stratifié, et le fiord du Saguenay constitue un autre type de milieu estuarien dans le même réseau. Le Saint-Laurent et le Saguenay drainent des secteurs fortement peuplés et fortement industrialisés, respectivement, ce qui explique l'utilité des estuaires pour étudier les transformations des contaminants à la limite eau douce-eau salée. Finalement, les très forts taux de sédimentation et les conditions anoxiques qu'on trouve dans les sédiments superficiels dans le fond du fiord du Saguenay ont produit un environnement qui a accumulé des indices permettant d'établir avec une précision remarquable la chronologie des événements climatiques et de pollution des dernières années.

Références

BEWERS. J.M. ET P.A. YEATS. 1979. The behaviour of trace metals in estuaries the St. Lawrence basin. Nat. Can. (Qué.) 106 : 149-161.

BUGDEN G.L. 1981. Salt and heat budgets for the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 : 1153-1167.

BUGDEN. G.L., B.T. HARGRAVE, M.M. SINCLAIR, C.L. TANG, J-C. THERRIAULT, ET P.A. YEATS. 1982. Freshwater runoff effects in the marine environment : The Gulf of St. Lawrence example. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1078 : 89 p.

COMITÉ NATIONAL CANADIEN. 1972. Discharge of selected rivers in Canada. Information Canada, Ottawa, Ont. 338 p.

D'ANGLEJAN, B.F. 1981. On the advection of turbidity in the St. Lawrence middle estuary. Estuaries 4 : 2-15

D'ANGLEJAN, B.F. ET M. BRISEBOIS. 1974. First subbottom acoustic reflector and thickness of recent sediments in the upper estuary of the St. Lawrence River. Can. J. Earth Sci. 11 : 232-245.

DICKIE L.M. ET R.W. TRITES. 1983. The Gulf of St. Lawrence. p. 403-425. In B.H. Ketchum [ed.] Ecosystems of the World 26. Estuaries and Enclosed Seas. Elsevier, Amsterdam.

DYER, K.R. 1973. Estuaries : A physical introduction. John Wiley and Sons, Londres. 140 p.

EL-SABH. M.I. 1975. Transport and currents in the Gulf of St. Lawrence, Inst. Océanogr. de Bedford. Rep. BI-R-75-9 : 180 p.

1977. Oceanographic features, currents, and transport in Cabot Strait. J. Fish. Res. Board Can 34 : 516-528.

1979. The lower St. Lawrence estuary as a physical oceanographic system. Nat. Can. (Que.) 106 : 55-73.

FAIRBANKS, R.G. 1982. The origin of continental shelf and slope water in the New York Bight and the Gulf of Maine : Evidence from $H_2{}^{18}O/H_2{}^{16}O$ ratio measurements. J. Geophys. Res. 87 : 5796-5308.

FORRESTER, W.D. ET P.E. VANDALL JR. 1968. Ice volume in the Gulf of St. Lawrence, Inst. Océanogr. de Bedford, Rep. 68-7 : 16 p.

GREISMAN, P. ET G. INGRAM. 1977. Nutrient distribution in the St. Lawrence estuary. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 2117-2123.

JORDAN, F. 1973. The St. Lawrence system run-off estimates. Inst. Océanogr. de Bedford Data Rep. BI D-73-10 : 11 p.

KRANCK, K. 1979. Dynamics and distribution of suspended particulate matter in the St. Lawrence estuary. Nat. Can. (Que.) 106 : 163-173.

LORING, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci. 12 : 1219-1237.

LORING, D.H. ET D.J.G. NOTA. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 182 : 147 p.

MATHESON, K.M. 1967. The meteorological effect on ice in the Gulf of St. Lawrence. McGill Univ. Mar. Sci. Cent. Ms. Rep. 3 : 110 p.

NEU, H.J.A. 1982a. Man-made storage of water resources — a liability to the ocean environment? Part I. Mar. Pollut. Bull. 13 : 7-12.

1982b. Man-made storage of water resources — a liability to the ocean environment? Part II. Mar. Pollut. Bull. 13 : 44-47.

PÊCHES ET OCÉANS CANADA. 1987. Les pêches canadiennes — Revue statistique annuelle. 1984. Econ. Commer. Anal. Ser. Surv. Stat. Rep. #1, vol. 17 : 185 p.

PETRIE, B., B. TOULANY ET C. GARRETT. 1988. The transport of water, heat and salt through the Strait of Belle Isle. Atmos. Ocean 26 : 234-251.

POCKLINGTON, R. 1982. Carbon transport in major world rivers : the St. Lawrence, Canada. Mitt. Geol.-Paleont. Inst. Univ. Hambourg 52 : 347-353.

POCKLINGTON, R., ET F.C. TAN. 1987. Seasonal and annual variations in the organic matter contributed by the St. Lawrence River to the Gulf of St. Lawrence. Geochim. Cosmochim. Acta 51 : 2579-2586.

POSTMA, H. 1967. Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment, p. 158-179. In G.H. Lauff [ed.] Estuaries. Am. Assoc. Adv. Sci., Washington, DC.

REID, S.J. 1977. Circulation and mixing in the St. Lawrence Estuary near Islet Rouge. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. B1-R-77-1 : 36 p.

SEIBERT, G.H., R.W. TRITES ET S.J. REID. 1979. Deepwater exchange processes in the Saguenay Fjord. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 42-53.

SILVERBERG, N. ET B. SUNDBY. 1979. Observations in the turbidity maximum of the St. Lawrence estuary. Can. J. Earth Sci. 16 : 939-950.

SINCLAIR, M., G.L. BUGDEN, C.L. TANG, J.-C. THERRIAULT ET P.A. YEATS. 1986. Assessment of effects of freshwater runoff variability on fisheries production in coastal waters, p. 139-160. In S. Skreslet [ed.] The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. Springer-Verlag. Berlin.

STEVEN, D.M. 1974. Primary and secondary production in the Gulf of St. Lawrence. McGill Univ. Mar.Sci. Cent. MS Rep. 26 : 116 p.

THERRIAULT, J.-C. ET G. LACROIX, 1975. Penetration of the deep layer of the Saguenay Fjord by surface waters of the St. Lawrence Estuary. J. Fish. Res. Board Can. 32 : 2373-2377.

TRITES, R.W. 1972. The Gulf of St. Lawrence from a pollution viewpoint, p. 59-72. In M. Ruivo [ed.] Marine pollution and sea life : Fishing News (Books). Londres.

CHAPITRE II

Distribution et transport des matières particulaires en suspension

P.A. Yeats

Division de la chimie marine,
Direction générale des sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut Océanographique de Bedford
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

La nature, la distribution et le transport des matières particulaires en suspension (MPS) dans l'estuaire du Saint-Laurent et le golfe du Saint-Laurent exercent jusqu'à un certain point un contrôle sur le transport et le comportement des composants chimiques de ce système. De nombreux composés inorganiques et organiques sont échangés entre les phases dissoutes et particulaires, selon leur affinité pour les matières particulaires. Alors que les constituants dissous ayant une très faible affinité pour les matières particulaires peuvent être considérés comme très peu actifs dans l'eau et sont par conséquent distribués presque complètement par les processus de mélange des eaux, la plupart des espèces chimiques ont des affinités significatives pour les particules organiques ou inorganiques et sont donc sujettes à des phénomènes de transport actifs qui sont fortement influencés par la concentration et les types de particules dans le système, ainsi que par leurs transformations. À cause de la régulation que les MPS exercent sur le comportement des autres constituants des eaux, on examinera celles-ci avant les autres constituants chimiques.

Estuaire du bassin supérieur du Saint-Laurent

La distribution, le transport et la composition des MPS dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent a d'abord été étudiée par d'Anglejean et Smith (1973). Leur description des MPS est basée sur des mesures portant sur un cycle tidal complet à chacune des sept stations occupées au cours de l'été 1971. Des concentrations élevées ont été observées entre Cap Maillard et Pointe-au-Pic, avec une forte diminution des concentrations de MPS d'environ 20 mg/L à l'ouest de Pointe-au-Pic à environ 5 mg/L plus loin en aval. Les concentrations observées de MPS dans la zone près de l'embouchure du bassin supérieur de l'estuaire n'étaient que de 1-2 mg/L. Des gradients traversant l'estuaire ont été observés avec des concentrations plus faibles en direction de la rive nord. L'emplacement et l'intensité changeants du front de turbidité près de Pointe-au-Pic a été étudié à l'aide de transects répétés de transmissométrie. Les observations des cycles tidaux aux stations en amont de Pointe-au-Pic ont indiqué que les concentrations maximum de MPS à toutes les profondeurs étaient observées vers la mi-marée et que les concentrations augmentaient généralement avec la profondeur. Dans les eaux plus profondes en aval, les concentrations maximum de MPS étaient observées près de la marée haute.

Les mesures de distribution granulométrique indiquaient une uniformité spatiale remarquable de la distribution granulométrique, avec une taille moyenne des particules de 5-7 µm. Les analyses minéralogiques et chimiques des matières particulaires fines de la surface de l'eau indiquaient que, bien que la minéralogie des particules soit très variable, la chlorite et l'illite étaient les matériaux argileux prédominants. La teneur en matière organique des MPS (déterminée par calcination) était très faible (5-40 % en poids).

Dans ce rapport, on trouvait une importante contribution (d'Anglejan et Smith, 1973), soit la description du maximum de turbidité estuarienne entre Cap Maillard et Pointe-au-Pic. Les résultats suggèrent que le maximum de turbidité est une caractéristique à l'équilibre provenant de la combinaison de deux processus. La circulation nette non tidale charrie des particules vers l'aval dans la couche supérieure et vers l'amont près du fond, piégeant les particules trop grosses pour être exportées de l'estuaire dans la couche superficielle, mais trop petites pour être déposées de façon permanente. Les particules dans cette plage granulométrique étroite sont caractérisées par un séjour relativement long dans le maximum de turbidité, ce qui peut expliquer leur faible teneur en matières organiques des MPS. Il existe également une forte dissipation de l'énergie tidale dans les portions moins profondes du maximum de turbidité (voir Chapitre I), ce qui est à l'origine de remise en suspension qui augmente la charge en suspension.

En se basant sur un nombre très limité de stations, d'Anglejan et Smith (1973) ont décrit le maximum de turbidité comme la région du bassin supérieur caractérisée par de fortes concentrations de MPS (plus de 10 mg/L), s'étendant vers l'aval jusqu'à environ 100 km, dans un secteur près de Pointe-au-Orignaux. En aval de Pointe-aux-Orignaux, on ne trouve la zone de forte turbidité que du côté sud de l'estuaire.

Un certain nombre d'études subséquentes ont fourni des données qui peuvent être utilisées pour mieux définir l'étendue de la zone de turbidité maximum (d'Anglejan et Ingram, 1976; Bewers et Yeats, 1978; Silverberg et Sundby, 1979; Kranck, 1979; d'Anglejan, 1981). La limite amont du maximum de turbidité est observée entre le centre de l'île d'Orléans et sa pointe nord, l'emplacement de cette limite étant relativement peu sensible aux changements du débit de la rivière (Silverberg et Sundby, 1979). Bien que la limite en direction des terres de la pénétration de l'eau salée se situe à peu près au même endroit que la limite amont du maximum de turbidité, celle-ci ne coïcide pas toujours. La turbidité maximum est observée à un pic distinct de MPS dans la partie amont de la zone du maximum de turbidité entre l'île d'Orléans et l'île aux Coudres. En aval de ce pic, les concentrations de MPS diminuent très rapidement, bien que d'autres régions isolées de fortes concentrations de MPS soient souvent observées, surtout près du fond. La limite aval est située dans la région de Pointe-aux-Orignaux, et est caractérisée par un front de turbidité distinct (d'Anglejean, 1981). Ce front s'étend en diagonale en travers l'estuaire, et continue encore plus loin vers l'aval du côté sud.

Un certain nombre de chercheurs se sont intéressés au cours d'une période continue aux caractéristiques dynamiques des MPS du bassin supérieur de l'estuaire, et plus particulièrement à celles du maximum de turbidité estuarien; il s'agit de d'Anglejan et Ingram, 1976; Silverberg et Sundby, 1979; Kranck, 1979 et d'Anglejan, 1981.

Dans la partie la plus profonde du bassin supérieur de l'estuaire en aval de l'île-aux-Coudres, les maximum de concentrations de MPS sont observés à une profondeur intermédiaire et les concentrations maximum dans toutes les colonnes d'eau sont observées entre une et deux heures après la marée basse (d'Anglejan et Ingram, 1976). Les concentrations de SPM peuvent varier considérablement à toute profondeur, selon une période semi-diurne. Ces caractéristiques sont déterminées principalement par des processus advectifs plutôt que par des phénomènes de remise en suspension. Les principales sources de MPS dans les maximum à profondeur intermédiaire sont l'advection des sédiments remis en suspension en provenance de la rive sud, ou celle des MPS provenant des régions moins profondes de l'estuaire plus en amont.

Une autre étude (Silverberg et Sundby, 1979) des stations tidales dans la partie en amont plus profonde du maximum de turbidité a mis en évidence une relation semblable entre les concentrations des MPS et les marées, les plus fortes concentrations étaient encore une fois observées au cours des dernières étapes du reflux (c.-à-d. peu après la marée basse; voir le Chapitre I). Dans la présente étude, des concentrations maximum étaient généralement observées au fond ou près de celui-ci. La comparaison d'échantillons recueillis en mai avec d'autres prélevés en novembre indique que l'emplacement et le caractère du maximum de turbidité n'est pas tellement modifié par les importants changements du débit du fleuve et l'emplacement de la couche d'eau

salée. Comme d'autres chercheurs, Silverberg et Sundby ont conclu que la maximum de turbidité est maintenu par une circulation forcée par les marées et activée par des différences de densité combinées à la remise en suspension des sédiments. Étant donné que les sédiments sous la zone de turbidité sont principalement des sables et des graviers, une grande partie des sédiments remis en suspension doivent être importés de secteurs adjacents, par exemple du chenal au nord de l'île d'Orléans.

Les données sur les spectres des tailles granulométriques des MPS du secteur de turbidité maximum indiquent le passage d'une distribution relativement uniforme de toutes les classes dans le fleuve à une distribution regroupant une proportion croissante de particules de petite taille à mesure que l'on traverse le maximum de turbidité (Kranck, 1979; Silverberg et Sundby, 1979). À l'intérieur du maximum de turbidité, on retrouve principalement des particules de tailles intermédiaires (env. 10 μm). La distribution granulométrique correspond à un meilleur tri et présente une plus faible variabilité en fonction du temps dans la portion aval du maximum de turbidité. Apparamment, la décantation des plus grosses particules entraînées par le fleuve est accompagnée par un mécanisme préférentiel de remise en suspension et de décantation dans le cas des particules de taille intermédiaire (4-16 μm) dans le maximum de turbidité. L'écoulement provenant du maximum de turbidité comporte une forte proportion de petites particules se décantant très lentement.

Kranck (1979) a étudié l'importance des processus de floculation sur le maintien du maximum de turbidité. Bien que la floculation ne soit pas indispensable pour la formation des maximum de turbidité, celle-ci aide à retenir les sédiments fins dans l'estuaire et les rend disponibles pour la remise en suspension. La séparation apparente des matières particulaires organiques et inorganiques, avec une sédimentation préférentielle des matières organiques dans le maximum de turbidité, est attribuée à la plus forte tendance à floculer des matières organiques.

Certaines des observations signalées par Gobeil *et al.* (1981) portant sur les proportions des principaux ions dans les MPS du fleuve et dans la zone de turbidité sont très utiles pour un examen des caractéristiques dynamiques des MPS dans la zone de turbidité. Gobeil *et al.* a observé des concentrations accrues de Al, Si, Ca, Mg et Se, et de plus faibles concentrations de Mn dans des particules de la zone de turbidité par rapport à celles de l'eau de la rivière. Les teneurs en matières organiques, évaluées en utilisant les mesures de composés métalliques qui permettent de calculer la teneur totale en composés inorganiques, passent d'environ 40 % dans l'eau du fleuve à environ 20 % de la maximum de turbidité. Les rapports Si/Al, Si/Al et Mn/Al diminuaient de la rivière au maximum de turbidité, et les rapports Ca/Al et Mg/Al augmentaient. Le plus faible rapport Si/Al concorde avec une élimination rapide de la fraction grossière des matières en suspension de la rivière (c.-à-d. sable à forte teneur en Si). Les plus fortes teneurs en Al, Si, Ca et Mg (et, dans une moindre mesure, en Fe) du maximum de turbidité réflètent l'élimination relativement plus forte de matières organiques et la remise en suspension de sédiments surtout inorganiques situés sous ou près de la zone de turbidité maximum. Le fait que la teneur en Mn diminue et que les rapports Mn/Al et Fe/Al diminuent pourrait indiquer qu'une fraction importante du Mn et du Fe particulaires est associée aux matières organiques. La flocculation des colloïdes de composés organoferriques dans les estuaires a été décrite ailleurs (Sholkovitz *et al.*, 1978). La remise en suspension des sédiments du fond dont les teneurs en Mn et Fe ont été réduites par des processus diagénétiques pourrait également donner des résultats semblables à ceux qui ont été observés.

D'Anglejan (1981) a examiné les informations concernant le transport de turbidité dans la bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent. Le maximum de turbidité s'étend dans tout l'estuaire jusqu'à la région de l'île aux Grues. Le long de la rive sud, un panache de turbidité s'écoule de l'île aux Grues vers l'aval jusqu'à la région de Pointe-aux-Orignaux. Il s'agit de la principale route d'exportation des MPS du maximum de turbidité. Les facteurs qui influencent l'advection vers l'aval de la turbidité sont la géométrie du chenal sud, les différences de phase tidale à travers l'estuaire, la remise en suspension des sédiments du fond au cours des périodes de stratification réduite et

le renforcement du panache par l'apport d'eaux du rivage fortement turbide, plus particulièrement dans la région de Baie Ste-Anne. Le panache du chenal sud se termine en un front distinct de turbidité dans le secteur de Pointe-aux-Orignaux/Kamouraska.

Fiord du Saguenay

La distribution des MPS dans le fiord du Saguenay a été étudiée à l'aide de méthodes gravimétriques par Sundby et Loring (1978), qui ont effectué des relevés dans le Saguenay en mai et en septembre. En mai, de fortes charges de matières en suspension provenant de la crue nivale du Saguenay étaient responsables de concentrations comprises entre 10 et 15 mg/L dans les eaux superficielles près de l'embouchure du fiord, diminuant à 2,5-5 mg/L dans les eaux superficielles de la périphérie du bassin. Dans tout le fiord, des concentrations supérieures à 1, 0 mg/L n'étaient observées que dans la couche supérieure de 20 mètres de la colonne d'eau. Les concentrations de MPS dans les eaux plus profondes, mais non en contact étroit avec le fond, étaient généralement inférieures à 0,25 mg/L. Les eaux du fond présentaient des concentrations comprises entre 0,5 et 1,0 mg/L, qui sont élevées par rapport à celles des autres types d'eau profonde à cause de la remise en suspension. L'énergie nécessaire à la remise en suspension est fournie par des marées internes et des courants de densité (voir Chapitre I). Cette structure à trois couches de la distribution de SPM a également été observée en septembre, mais les concentrations sont plus faibles dans toutes les parties du fiord. Dans la couche superficielle, les concentrations maximum étaient comprises entre 2 et 3 mg/L, dans la couche profonde, elles étaient inférieures à 0,25 mg/L, et dans la couche du fond, elles étaient comprises entre 0,25 et 0,5 mg/L.

Chanut et Poulet (1979) ont étudié les distribution de MPS et les spectres granulométriques dans les eaux du Saguenay au cours des deux mêmes expéditions, en utilisant les techniques de pointage de Coulter. Ils ont observé une distribution à deux couches du spectre des tailles en mai et une distribution à trois couches en septembre. De plus, Chanut et Poulet ont comparé les concentrations de MPS de mai et les spectres des tailles du Saguenay à ceux qui étaient observées dans deux sections traversant l'estuaire du Saint-Laurent, de chaque côté de l'embouchure du Saguenay. Les concentrations superficielles et les spectres de l'estuaire étaient très semblables à ceux qui étaient observés près de l'embouchure du fiord du Saguenay, ce qui indique l'importance des mécanismes d'advection pour le transport des particules.

Golfe du Saint-Laurent

La première étude des MPS dans le golfe du Saint-Laurent a été faite par d'Anglejan (1969). Il a mesuré les concentrations de MPS totales et inorganiques dans des sections du détroit de Cabot et du passage de Gaspé lors de deux expéditions en août 1967 et au printemps de 1968, ainsi qu'à un certain nombre d'autres stations dans tout le golfe. Les concentrations observées étaient inférieures à celles qui sont prévues pour les eaux du rivage, qui sont généralement comprises entre 0,1 et 0,3 mg/L. La section du détroit de Cabot présente un gradient de concentrations verticales. Dans la couche supérieure de 150 m, les concentrations totales étaient de 0,3 à 0,4 mg/L, avec seulement 10-15 % de matières inorganiques. Entre 150 et 350 m, les concentrations totales étaient semblables mais dans cette zone, la section inorganique comptait pour 25-30 % du total. À moins de 350 m, une couche néphéloïde a été observée avec des concentrations totales atteignant jusqu'à 0,7 mg/L, comportant 45 % de matières inorganiques. Des gradients verticaux semblables ont été observés ailleurs dans le golfe. D'Anglejan et Smith (1973) ont également observé une couche néphéloïde de fond s'étendant à environ 100 m du fond dans le bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent.

En avril-mai 1973, Sundby (1974) a fait un autre relevé du golfe à l'aide de techniques plus sensibles. Il a pu caractériser de façon plus précise le profil de distribution à trois couches (figure II.1, d'après Sundby, 1974) qui avait d'abord été observé par

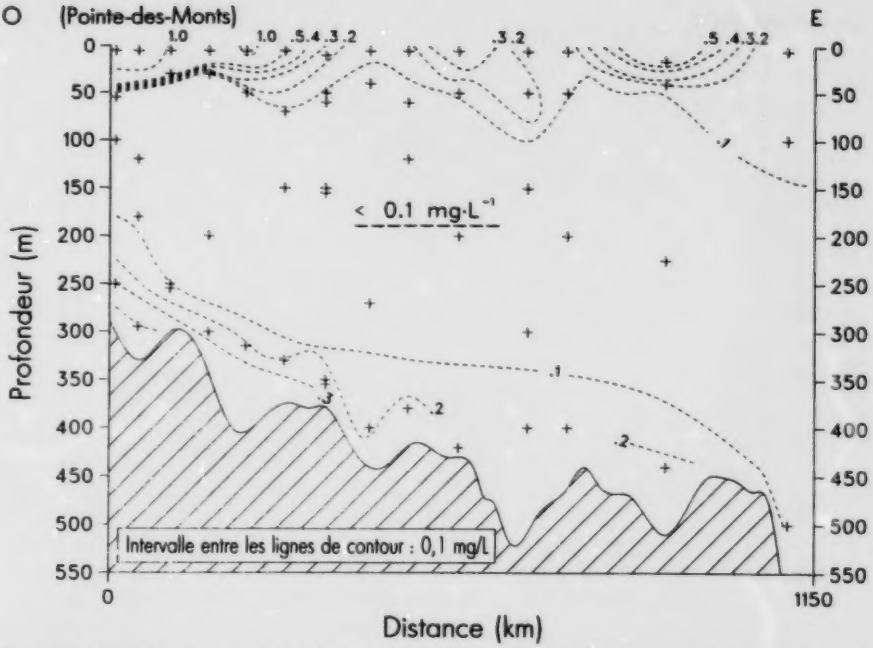


FIG. II.1. Distribution verticale des matières particulaires en suspension dans le chenal Laurentien, de Pointe-des-Monts jusqu'à la limite de la plate-forme continentale au large du détroit de Cabot. Les concentrations sont en mg/L. (Tiré de Sundby, 1974, avec la permission du Can. J. Earth Sci).

d'Anglejan. De façon générale, Sundby a constaté que la couche superficielle (profondeur inférieure à 20 m) contenait des concentrations de MPS de 0,1 à 2,9 mg/L, les plus fortes concentrations étant dans l'écoulement vers l'aval à faible salinité provenant de l'estuaire du Saint-Laurent. Le gros de la colonne d'eau, d'une profondeur de 50 m jusqu'à 50 m du fond, contenait de faibles concentrations de MPS comprises entre 0,05 et 0,1 mg/L, avec très peu de variations entre le détroit de Cabot et Pointe-des-Monts. La couche du fond contenait 0,1 à 0,4 mg/L, les plus fortes concentrations étant observées dans l'estuaire du Saint-Laurent. Bien que l'échantillonnage initial de Sundby n'ait pas été poussé à l'ouest de Pointe-des-Monts, l'échantillonnage au début de 1974 (Yeats *et al.*, 1979) a indiqué que des tendances semblables étaient aussi observées dans tout le bassin inférieur de l'estuaire, bien qu'à des profondeurs intermédiaires les concentrations augmentent à mesure qu'on approche de l'embouchure de l'estuaire. (fig. II.2 — Données de Yeats *et al.*, 1979).

La distribution de la couche superficielle est en rapport étroit avec la circulation en surface. Les concentrations les plus élevées sont associées avec la faible salinité de l'eau du Saint-Laurent s'écoulant vers la mer en passant par le bassin inférieur de l'estuaire et le long des côtes de la Gaspésie dans le courant de Gaspé. Les faibles concentrations sont associées à des apports d'eau salée superficielle provenant du golfe et de l'Atlantique nord. Le profil général des concentrations de MPS en surface sera, de toute évidence, modifié par des processus biologiques. On trouvera des proliférations de phytoplancton dans des maximum localisés sans relation avec la salinité de l'eau superficielle.

La couche néphéloïde du fond riche en matières particulaires est bien développée dans le chenal Laurentien, où des concentrations accrues sont observées quand on se dirige vers l'extrémité aval du chenal, ainsi que dans le chenal Esquiman. D'Anglejan (1969) a suggéré un transport vers l'ouest de matières de la couche du fond dans le chenal Laurentien, faisant partie de la circulation estuarienne générale dans le sud du

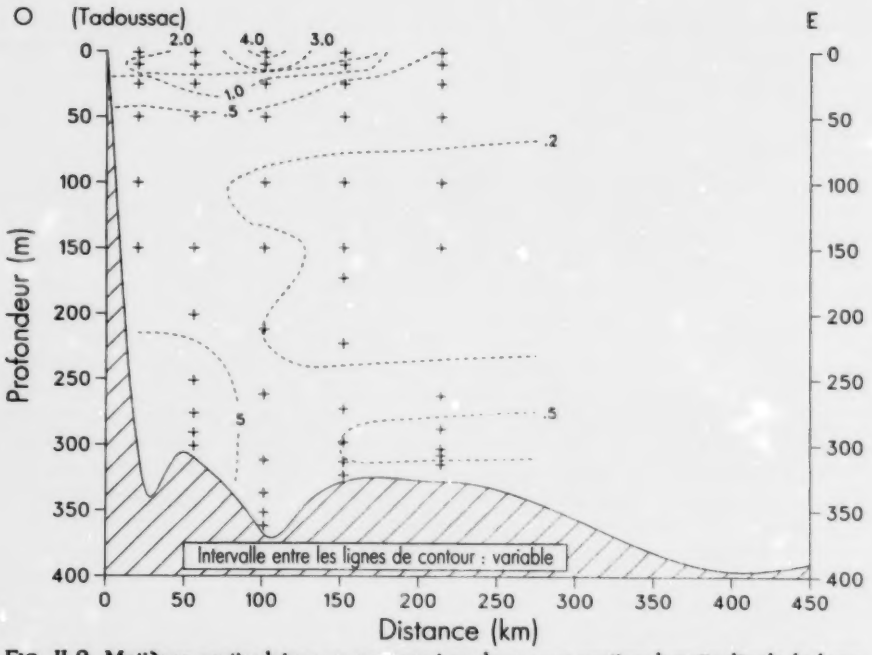


FIG. II.2. Matières particulaires en suspension dans une section longitudinale le long du bassin inférieur de l'estuaire, mai 1974.

golfe. Sundby (1974) a souligné l'importance de l'érosion qui entraîne des particules des plateaux et des zones côtières, fournissant ainsi les MPS aux eaux près du fond et, éventuellement, les sédiments au fond des auges.

Plusieurs études ont indiqué l'importance des matières biogéniques pour expliquer les caractéristiques des MPS et leur comportement de sédimentation (d'Anglejan, 1969; Syvitski *et al.*, 1983; Silverberg *et al.*, 1985; Tan et Strain, 1983). Syvitski *et al.* (1983) ont décrit un certain nombre d'observations visuelles effectuées à partir d'un sous-marin, au cours de laquelle ils ont catalogué les divers types de particules biogéniques présentes dans les différentes couches d'eau. Tan et Strain (1983) ont utilisé les rapports des isotopes du carbone pour identifier certaines des sources de COP dans le golfe. Les distributions générales de COP dans le golfe sont décrites dans le chapitre IV. En combinant ces informations avec celles sur les distributions de MPS du présent chapitre, il est possible d'évaluer la teneur parcentuaire en matière organique des MPS. Les eaux superficielles contiennent généralement plus de 60 % de matières organiques, sauf les eaux superficielles à faible salinité qui reçoivent les eaux des rivières. Les eaux de profondeur intermédiaire comportent généralement 30-50 % de matières organiques et les eaux profondes, moins de 20 %. Plusieurs sections de données de teneurs percentuelles organiques de MPS sont présentées dans le chapitre X. Silverberg *et al.* (1985) a constaté que la teneur en carbone organique des MPS retenus dans un piège à sédiments du bassin inférieur augmentait graduellement d'à peu près 3,5 % au printemps jusqu'à environ 6 % à l'automne. L'écoulement vers l'aval des matières organiques, toutefois, diminuait par un facteur de 3-4 au cours de cette période parce que la sédimentation totale était beaucoup plus importante au printemps. Les grosses particules se sédimentant rapidement qui sont retenues dans les pièges à sédiments contiennent évidemment très peu de matières organiques par rapport aux particules moyennes des couches superficielles ou intermédiaires. L'étude la plus complète des distributions des MPS dans le golfe Saint-Laurent est celle de Sundby (1974). Toutefois, à cause des conditions des glaces, celui-ci n'a pu échantillonner le côté sud-ouest du détroit de Cabot. Il s'agit de l'emplacement du principal écoulement dirigé vers l'exté-

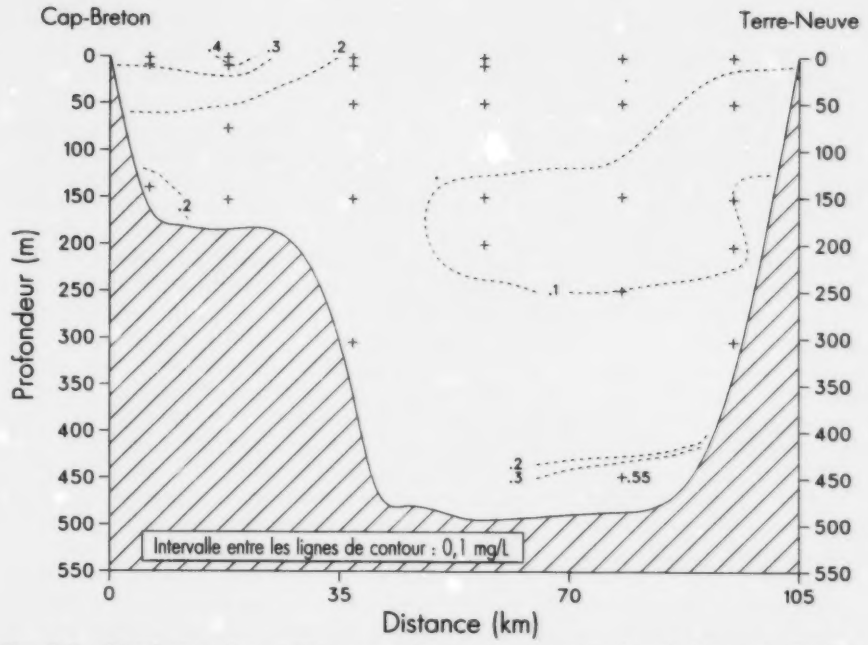


FIG. II.3a. Distribution des matières particulaires en suspension dans le détroit de Cabot, juin 1975.

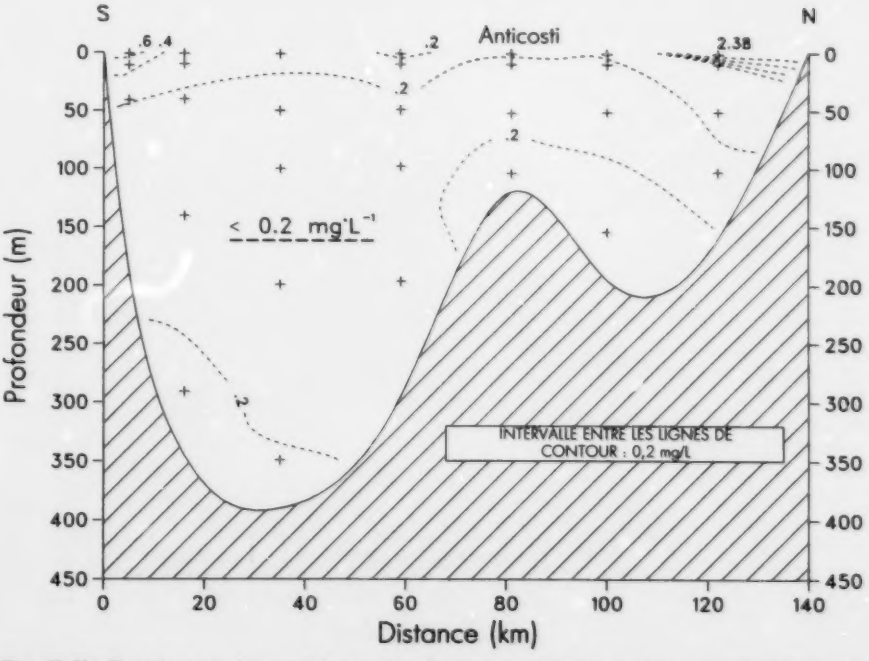


FIG. II.3b. Distribution des matières particulaires en suspension dans une section comprise entre la péninsule de Gaspé et la côte Nord du Québec, juin 1975.

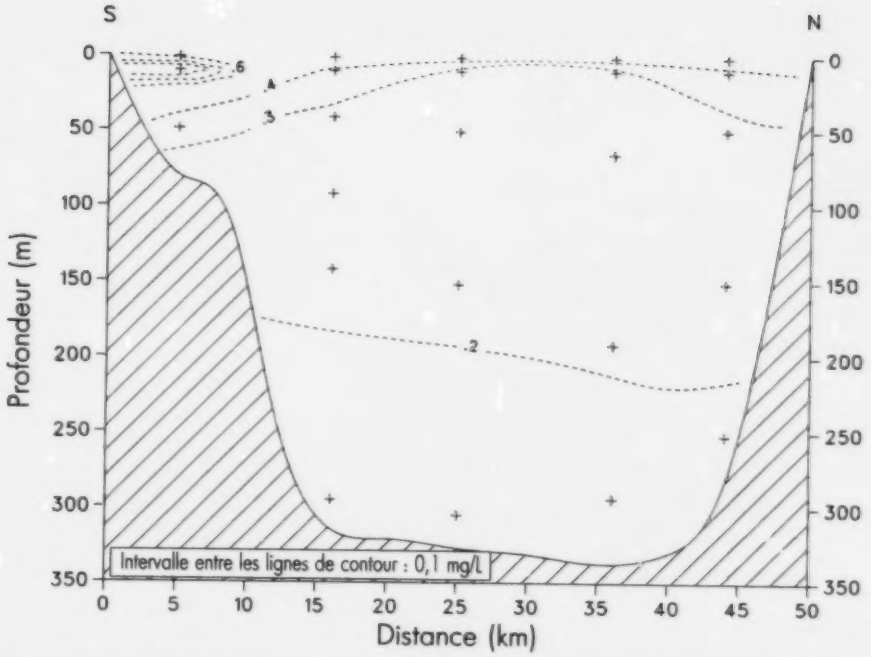


FIG. II.3c. Distribution des matières particulaires en suspension dans une section transversale à Pointe-des-Monts, juin 1975.

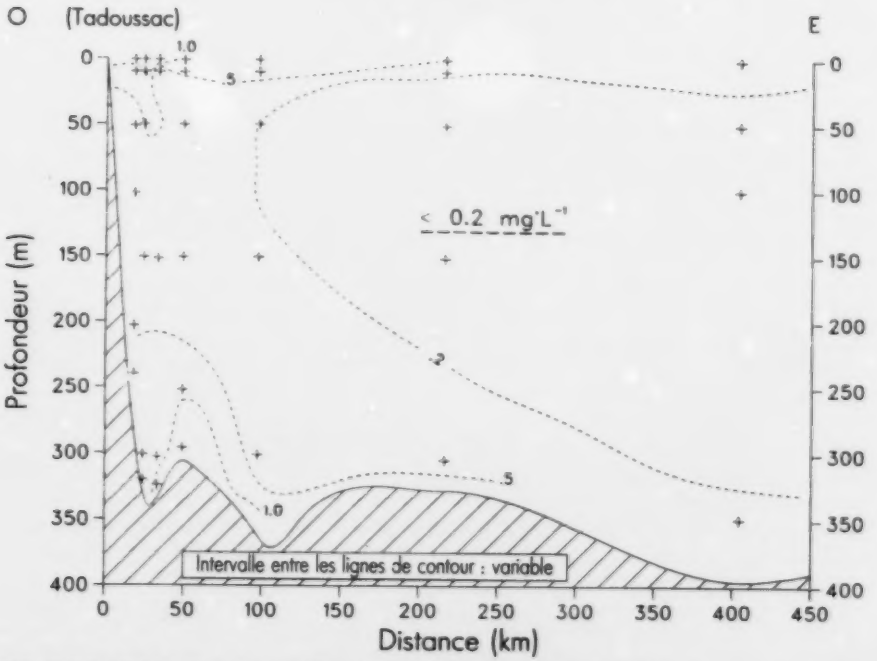


FIG. II.3d. Distribution des matières particulaires en suspension dans une section longitudinale passant par le bassin inférieur de l'estuaire, juin 1975.

rieur du golfe Saint-Laurent et, par conséquent, d'une zone importante à étudier. En outre, sa description de la distribution des MPS est basée seulement sur les données obtenues au cours d'une expédition au printemps. Des études de MPS dans le golfe du Saint-Laurent ont été poursuivies par l'IOB vers la fin des années 1970 et on a ainsi obtenu une meilleure couverture saisonnière de la distribution des MPS dans des sections choisies. Les distributions de MPS ont été mesurées dans le détroit de Cabot et dans plusieurs autres sections en juin (expédition 75-015), juillet (76-021), août (79-024) et novembre (75-031). Les résultats obtenus pour ces sections sont illustrés aux figures II.3 à II.6.

Cette couverture additionnelle confirme que la distribution générale observée par Sundby (1974) persiste pendant les mois de l'été et peut-être au-delà. Les quatre sections du détroit de Cabot indiquent que les concentrations de MPS sont plus élevées dans les eaux plus profondes s'écoulant principalement vers l'aval, du côté sud du détroit, que dans les eaux profondes (150-350 m) s'écoulant principalement vers l'amont dans les parties centrales et nord du détroit. Toutefois, il existe une importante variabilité dans les concentrations des eaux s'écoulant vers l'aval; celles-ci étaient de 0,07 mg/L en juillet 1976, de 0,11 mg/L en novembre 1975 et de 0,25 mg/L en juin 1975 et en août 1979. Sundby les a évaluées à 0,2 à 0,4 mg/L en mai 1973, alors que les glaces l'empêchaient de faire des mesures très complètes.

Dans la région comprise entre le passage de Gaspé et le début du chenal Laurentien, les concentrations augmentent vers l'amont dans les trois couches. Une comparaison étroite des résultats des différentes expéditions suggère que les concentrations des couches intermédiaires et profondes sont relativement stables. La couche superficielle est plus variable que prévue à cause de l'apport d'eau douce et de l'activité biologique variables.

Sundby (1974) a calculé un bilan des MPS pour le golfe basé sur les données plutôt limitées disponibles à l'époque. Il est arrivé à la conclusion surprenante que la quantité nette exportée de MPS dans le détroit de Cabot était égale à l'apport des rivières et que toute la sédimentation dans les bassins profonds du golfe provenait de l'érosion

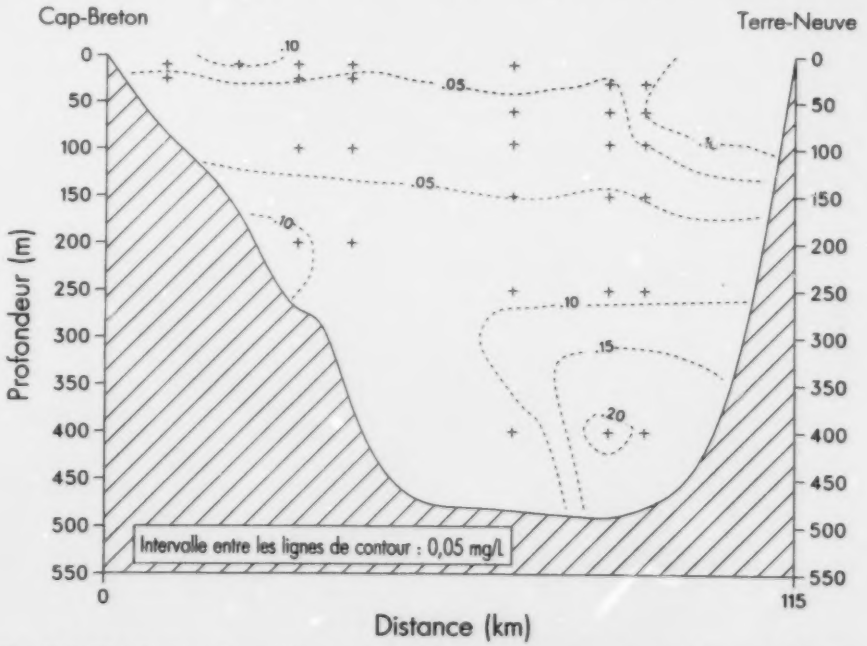


FIG. II.4. Distribution des matières particulaires en suspension dans le détroit de Cabot, juillet 1976.

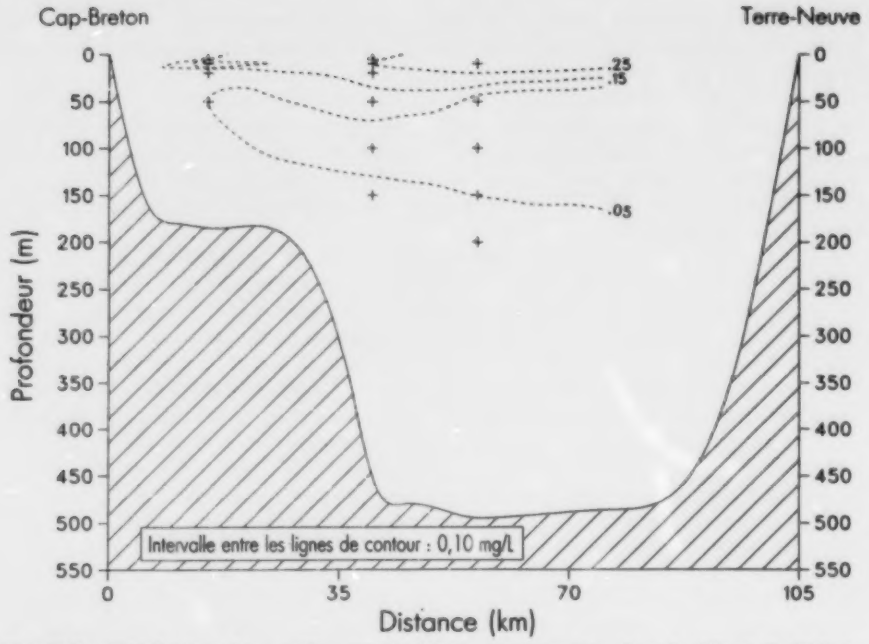


FIG. II.5a. Distribution des matières particulaires en suspension dans le détroit de Cabot, août 1979.

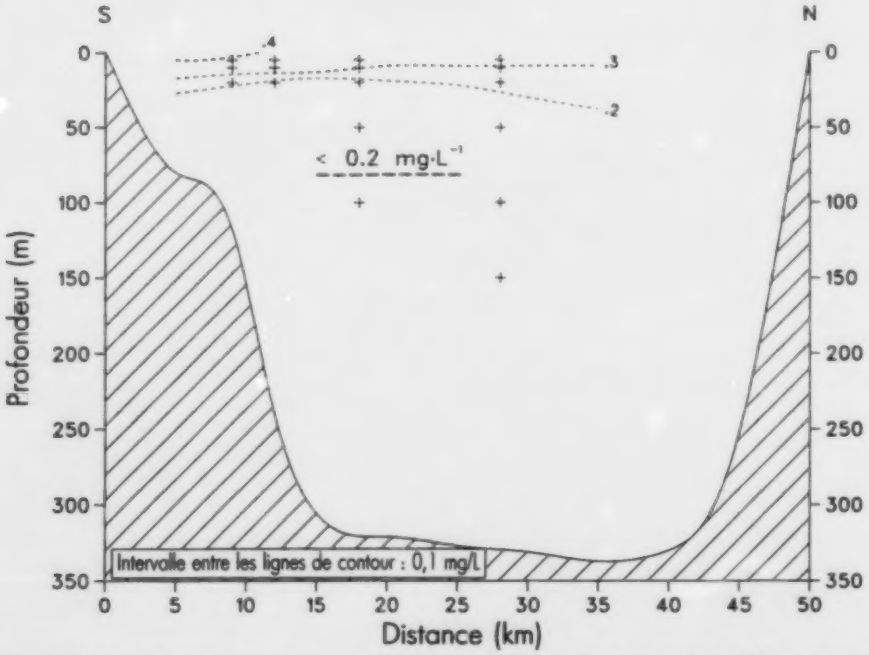


FIG. II.5b. Distribution des matières particulaires en suspension à Pointe-des-Monts, août 1979.

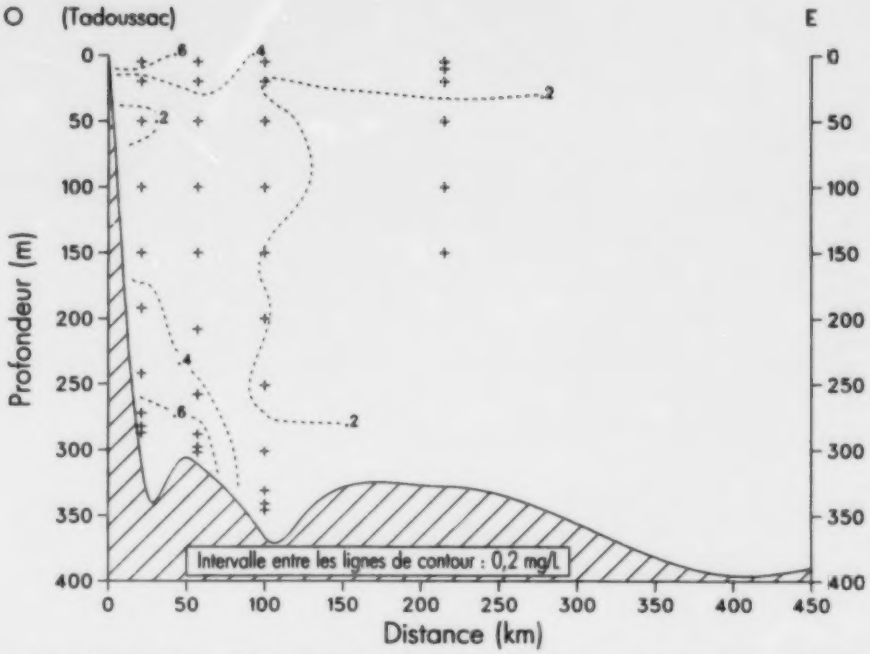


FIG. II.5c. Distribution des matières particulaires en suspension dans une section longitudinale traversant le bassin inférieur de l'estuaire, août 1979.

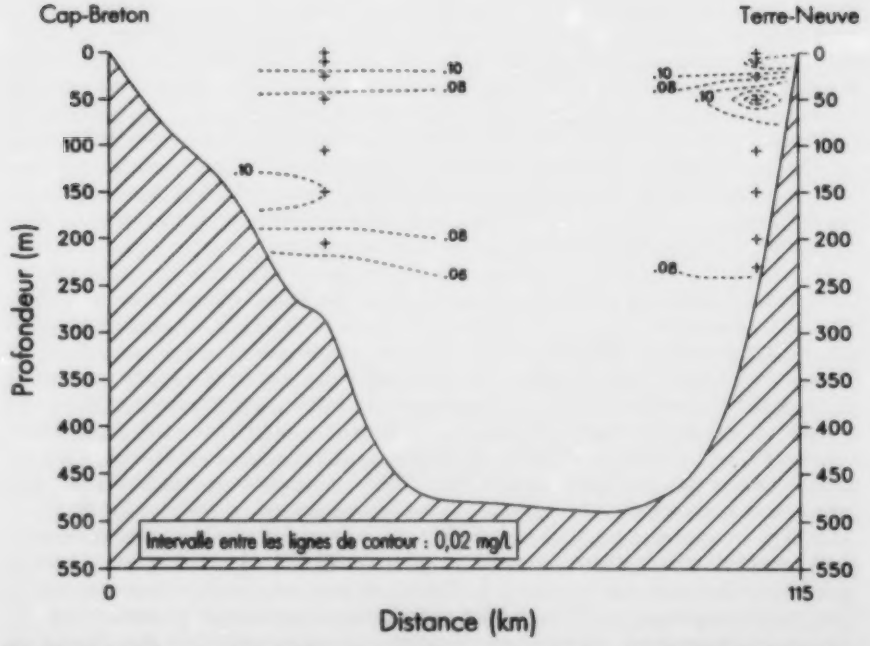


FIG. II.6a. Distribution des matières particulaires en suspension dans le détroit de Cabot, novembre 1975.

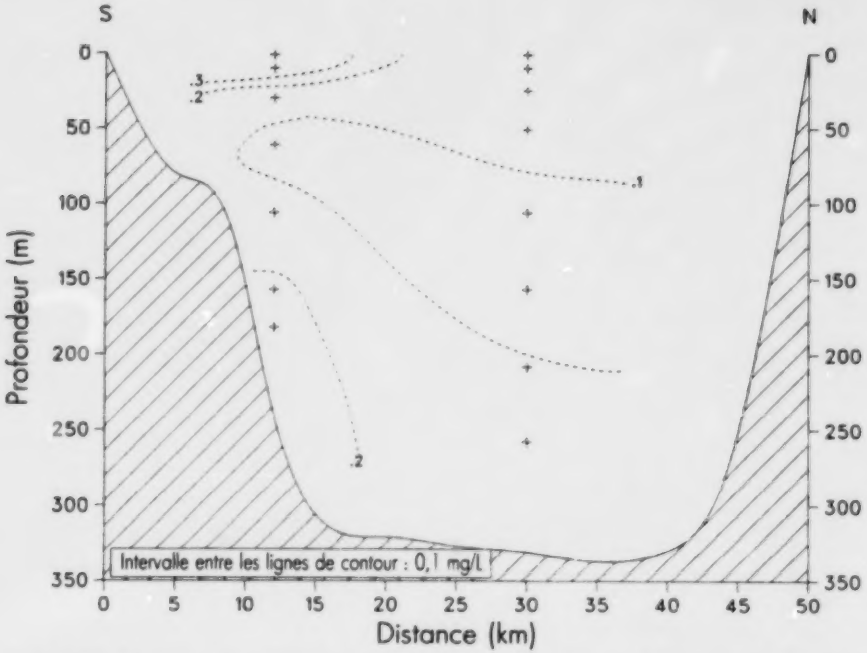


FIG. II.6b. Distribution des matières particulaires en suspension à Pointe-des-Monts en novembre 1975.

des régions moins profondes. Par suite des données supplémentaires de MPS recueillies depuis 1973, il est possible d'obtenir des évaluations utiles des flux de substances nutritives et de carbone organique, (il en sera question ailleurs dans le présent ouvrage), (Chapitres III et IV), des évaluations plus détaillées du transport de l'eau (El-Sabh, 1977; Bugden, 1981), ainsi qu'un bilan amélioré des MPS. Ce bilan amélioré est présenté dans la fig. II.7. Les principales différences entre les évaluations des quantités transportées par rapport à celles de Sundby (1974) sont observées dans le détroit de Cabot. Le bilan révisé utilise des valeurs de transport d'eau basées sur la salinité et sur la conservation de la masse pour trois saisons différentes (printemps, été et hiver) et les concentrations correspondantes de MPS pour ces saisons, basées sur les données de MPS présentées dans ce chapitre, ainsi que sur les données de transport d'eau d'El-Sabh (1977). Le transport des MPS vers l'amont et vers l'aval à différents intervalles de profondeur a été calculé pour ces trois saisons à l'aide des évaluations de transport d'eau d'El-Sabh, modifiées selon les suggestions de Bugden (1981). Les apports de MPS des rivières ont été évalués à partir des mesures mensuelles sur deux ans des MPS faites dans le Saint-Laurent (Yeats et Bewers, 1982). La valeur de l'apport atmosphérique est tiré de Sundby (1974). Les transports de MOP par le détroit de Cabot sont calculés en utilisant les mêmes données de débit et des méthodes analogues dans le chapitre IV. Le transport de MOP provenant des rivières peut être évalué à partir des données présentées par Pocklington et Tan (1983). Le transport de matières organiques particulaires correspond à la différence entre les transports de MPS et de MOP.

Le bilan montre que les MPS des rivières qui entrent dans le golfe sont principalement constituées de matières organiques (plus de 90 %), mais celles qui entrent et quittent le golfe au niveau du détroit de Cabot sont environ aux deux tiers organiques. Ceci signifie que $6{,}2 \times 10^6$ t de MPS inorganiques (provenant presque toutes de l'apport des rivières) sont éliminés par décantation dans les sédiments du golfe, ce qui correspond à une perte de 92 % de l'apport inorganique. Il existe un équilibre approximatif entre la quantité de matières organiques particulaires entrant et quittant le golfe

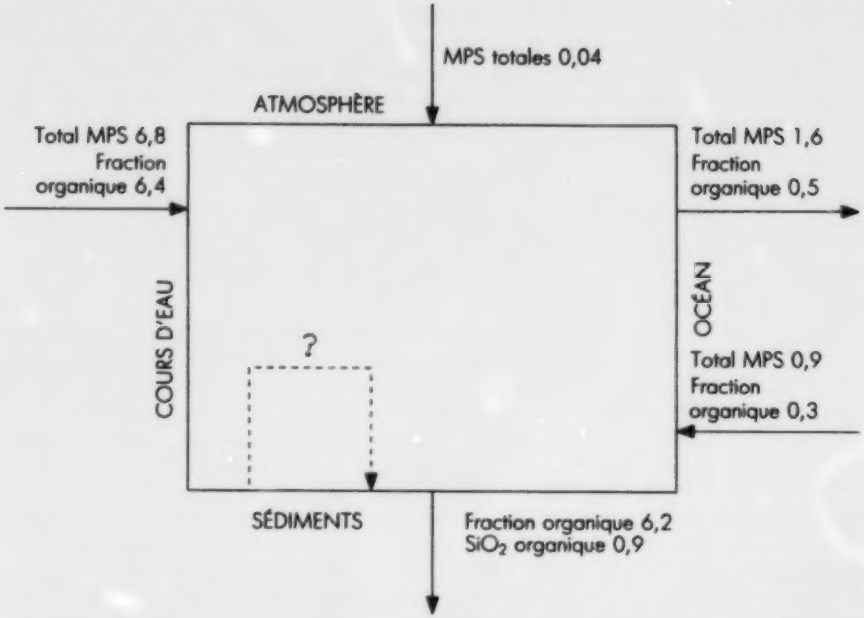


FIG. II.7. Bilan des matières particulaires en suspension pour le golfe Saint-Laurent (toutes les quantités sont en 10^6 t/an). Le flux des sédiments recyclés de façon interne (ligne pointillée) et les raisons de son incertitude sont étudiés dans le texte.

dans ces trois écoulements d'eau, mais il s'agit d'un équilibre dû au hasard à cause de la grande quantité de matières biogéniques produites de façon interne.

Les flux d'élimination dirigés vers les sédiments sont assez différents de ce que prévoit le modèle de Sundby. Sundby a noté un équilibre entre l'apport de MPS des rivières et la quantité nette exportée au niveau du détroit de Cabot, ce qui indique l'absence de sédimentation nette. La révision de ce bilan qui est examiné ici conduit à une évaluation très différente des quantités de matières qui sont déposées dans le golfe. D'abord, étant donné que la plupart des MPS exportées dans le détroit de Cabot sont des matières organiques produites de façon interne, la plus grande partie des MPS inorganiques ($6{,}2 \times 10^6$ t/an) sont éliminées par sédimentation dans le golfe. À cette quantité s'ajoute la sédimentation organique nette et l'apport de silice biogénique aux sédiments. La sédimentation organique est très faible (environ 2×10^5 t/an) étant donné que la plus grande quantité de matières organiques des matières particulaires se sédimentant sont redissoutes (les concentrations de carbone organique à la surface des sédiments sont habituellement inférieures à 3 %; voir le chapitre IV). La sédimentation de SiO_2 biogénique a été évaluée à partir du calcul du bilan des substances nutritives à 9×10^5 t/an (voir chapitre III). Ces trois flux de sédiments regroupés donnent un apport total aux sédiments du golfe de 7×10^6 t/an. Sundby (1974) a estimé, à partir des données sur l'accumulation des sédiments, que le taux minimum brut de sédimentation dans le golfe est d'environ 1×10^7 t/an. Si cette valeur est exacte, au moins 3×10^6 t/an de matières sédimentaires doivent être érodées des régions du golfe où les sédiments ne s'accumulent pas et redéposés dans des régions où les sédiments s'accumulent. Silverberg *et al.* (1986) a récemment mesuré le taux d'accumulation des sédiments à cet emplacement dans le chenal Laurentien, à partir du début du chenal jusqu'au détroit de Cabot. Ces mesures correspondent à des taux de sédimentation qui sont de 2 à 160 fois plus élevés que le taux moyen de sédimentation utilisé par Sundby (1974). Il est difficile d'utiliser les taux de sédimentation à ces sept stations pour calculer un taux moyen pour la région du golfe où il y a accumulation de sédi-

ments parce que les stations étaient toutes situées dans le centre du chenal Laurentien, où les taux de sédimentation devraient être les plus élevés; toutefois, ces valeurs indiquent que le taux brut de sédimentation proposé par Sundby (1974) est vraisemblablement trop faible. Si ce taux est plus élevé, la quantité de matières redistribuées de façon interne devrait être augmentée en conséquence.

Références

BEWERS, J.M. ET P.A. YEATS. 1978. Trace metals in the waters of a partially mixted estuary. Estuarine Coastal Mar. Sci. 7 : 147-162.

BUDGEN, G.L. 1981. Salt and heat budgets for the Gulf of St.Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 : 1153-1167.

CHANUT, J.P. ET S.A. POULET. 1979. Distribution des spectres de taille des particules en suspension dans le fiord du Saguenay. Can. J. Earth Sci. 16 : 240-249.

D'ANGLEJAN, B.F. 1969. Preliminary observations on suspended matter in the Gulf of St. Lawrence. Marit. Sediments 5 : 15-18.

1981. On the advection of turbidity in the St. Lawrence middle estuary. Estuaries 4 : 2-15.

D'ANGLEJAN, B.F. ET R.G. INGRAM. 1976. Time-depth variations in tidal flux of suspended matter in the St. Lawrence estuary. Estuarine Coastal Mar. Sci. 4 : 401-416.

D'ANGLEJAN, B.F. ET E.C. SMITH. 1973. Distribution, transport and composition of suspended matter in the St. Lawrence Estuary. Can. J. Earth Sci. 10 : 1380-1396.

EL-SABH, M.I. 1977. Oceanographic features, currents, and transport in Cabot Strait. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 516-528.

GOBEIL, C., B. SUNDBY, ET N. SILVERBERG. 1981. Factors influencing particulate matter geochemistry in the St. Lawrence estuary turbidity maximum. Mar. Chem. 10 : 123-140.

KRANCK. K. 1979. Dynamics and distribution of suspended particulate matter in the St. Lawrence estuary. Nat. Can. (Qué.) 106 : 163-173.

POCKLINGTON, R. ET F.C. TAN. 1983. Organic carbon transport in the St. Lawrence River. Mitt. Geol./Paleont. Inst. Univ. Hambourg 55 : 243-251.

SHOLKOVITZ, E.R., E.A. BOYLE, ET N.B. PRICE. 1978. The removal of dissolved humic acids and iron during estuarine mixing. Earth Planet. Sci. Lett. 40 : 130-136.

SILVERBERG, N. ET B. SUNDBY. 1979. Observations in the turbidity maximum of the St. Lawrence estuary. Can. J. Earth. Sci. 16 : 939-950.

SILVERBERG, N., H.M. EDENBORN ET N. BELZILE. 1985. Sediment response to seasonal variations in organic matter input, p. 69-79. In A.C. Sigleo and A. Hattori [ed.] Marine and estuarine geochemistry. Lewis Publishers, Chelsea, Mi.

SILVERBERG, N., H.V. NGUYEN, G. DELIBRIAS, M. KOIDE. B. SUNDBY, Y. YOKOYAMA ET R. CHESSELET. 1986. Radionuclide profiles, sedimentation rates and bioturbation in modern sediments of the Laurentian Trough, Gulf of St. Lawrence. Oceanol. Acta 9 : 285-290.

SUNDBY, B. 1974. Distribution and transport of suspended particulate matter in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci. 11 : 1517-1533.

SUNDBY, B. ET D.H. LORING. 1978. Geochemistry of suspended particulate matter in the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 15 : 1002-1011.

SYVITSKI, J.P.M., N. SILVERBERG, G. OUELLET, ET K.W. ASPREY, 1983. First observations of benthos and seston from a submersible in the Lower St. Lawrence Estuary. Geogr. Phys. Quatern. 37 : 227-240.

TAN, F.C. ET P.M. STRAIN. 1983. Sources, sinks and distribution of organic carbon in the St. Lawrence Estuary, Canada. Geochim. Cosmochim. Acta 47, 125-132.

YEATS, P.A. ET J.M. BEWERS. 1982. Discharge of metals from the St. Lawrence River, Can. J. Earth Sci. 19 : 982-992.

YEATS, P.A., B. SUNDBY, ET J.M. BEWERS. 1979. Manganese recycling in coastal waters. Mar. Chem. 8 : 43-55.

CHAPITRE III

Substances nutritives

P.A. Yeats

Division de la chimie marine,
Direction générale des sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

Le golfe du Saint-Laurent est une importante zone de pêches et, à cause du rôle que les substances nutritives jouent dans la production biologique primaire, il est important de comprendre la distribution, la circulation et la chimie de ces composés. Le nitrate (NO_3^-), le phosphate (surtout le HPO_4^{2-}) et le silicate (surtout du $Si(OH)_4$) constituent les trois principaux sels nutritifs de l'océan. Une carence en sels nutritifs, et plus particulièrement du premier, peut limiter ou stopper la croissance des organismes de production primaire (Lucas et Critch, 1974). Bien que le nitrate soit l'espèce d'azote la plus abondante en solution dans la mer, l'azote est également présente sous forme de nitrite, d'ammoniac et, en petites quantités, à l'état de composés organiques azotés. Dans les eaux côtières tempérées, on trouve de faibles teneurs en substances nutritives dans les eaux superficielles au cours de l'été, après une période de prolifération rapide du plancton. Les débris végétaux et animaux coulant au fond se désintègrent et repassent en solution, libérant les substances nutritives à mesure qu'ils se décantent. Par conséquent, les concentrations de substances nutritives tendent à être plus élevées sous la couche superficielle, où très peu de plantes peuvent les consommer. Les concentrations caractéristiques de ces eaux côtières intermédiaires sont de 5-15 µmol/L (µM) de silicate, de 5-20 µM de nitrate et de 0,7-1,5 µM de phosphate. Les rapports nitrate/phosphate de ces eaux sont généralement beaucoup plus faibles que les valeurs de 15/1 et de 16/1 que l'on trouve dans les eaux de la sub-surface à la région pélagique.

Les eaux des rivières contiennent généralement de plus fortes concentrations de substances nutritives que les eaux superficielles de l'océan, et elles peuvent donc constituer une source importante de substances nutritives pour les eaux estuariennes ou voisines du rivage. Les estuaires sont des systèmes connus pour leur forte productivité primaire et, en général, une grande partie de l'énergie fixée au cours de la photosynthèse est exportée sous forme détritique. En outre, la circulation estuarienne peut entraîner des quantités considérables d'eau de la sub-surface riches en substances nutritives dans les eaux superficielles s'écoulant vers la mer. Par conséquent, les estuaires peuvent influencer fortement la productivité des eaux côtières avoisinantes. Le golfe du Saint-Laurent constitue un exemple remarquable à cet égard. Sutcliffe (1973) a indiqué la présence de fortes corrélations quant à la variabilité de la part d'eau douce et la production de poissons dans le golfe, ce qui suppose que les changements dans l'entraînement des substances nutritives dus à des changements de débit d'eau douce peuvent être importants. En outre, Neu (1975) a souligné les dommages possibles qui peuvent résulter de la régulation par des barrages des apports d'eau douce dans l'estuaire. Les modifications de l'entraînement qui résultent de l'endigage des rivières pourrait avoir des effets néfastes sur les processus biologiques du golfe. Il n'est pas clair si une augmentation du débit d'eau douce peut augmenter ou diminuer le taux auquel les substances nutritives sont mélangées dans les eaux superficielles, ni comment des changements du caractère saisonnier de l'écoulement pourraient interagir avec le cycle des substances nutritives à l'intérieur du golfe. Ce problème complexe a été étudié par Sinclair *et al.* (1986 — voir également le chapitre I).

Dans le présent chapitre, la distribution des substances nutritives dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sont décrites à l'aide des données publiées et de certaines données non publiées provenant de l'IOB, qui sont présentées ici pour la première fois. Ces données de distribution sont ensuite utilisées pour élaborer une image des mécanismes physiques et chimiques qui sont responsables des distributions. Ensuite, les relations entre éléments inhérentes à la regénération des substances nutritives sont décrites plus en détail et finalement, les bilans des substances nutritives du golfe sont examinés.

Distributions des substances nutritives

Une description générale des distributions des substances nutritives dans le golfe du Saint-Laurent peut être élaborée à partir d'Études du Programme biologique international (PBI) de l'Université McGill (Bulleid et Steven, 1972, Steven *et al.*, 1973), résumées par Steven (1974), et par l'examen des relevés anciens de substances nutritives effectués par l'Institut océanographique de Bedford (Coote et Hiltz, 1975; Coote et Yeats, 1979). Les principales caractéristiques des distributions de substances nutritives l'été dans le golfe sont illustrées par un transect suivant le chenal Laurentien du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent au détroit de Cabot (fig. III.1, d'après Coote et Yeats, 1979). Ce tableau indique les augmentations générales avec la profondeur des trois substances nutritives observées dans tout le golfe (sauf dans le fiord du Saguenay) et les augmentations des concentrations de substances nutritives dans les eaux profondes situées entre le détroit de Cabot et l'estuaire. Les concentrations superficielles sont généralement très faibles, sauf dans l'estuaire, où l'apport du Saint-Laurent et l'entraînement des eaux de la sub-surface ajoute des substances nutritives à la couche superficielle. En hiver (février, 1973), des concentrations plus élevées en surface ont été observées dans tout le golfe et les concentrations en eau profonde étaient les mêmes par rapport à celles de l'été. Coote et Yeats (1979) ont également mesuré des concen-

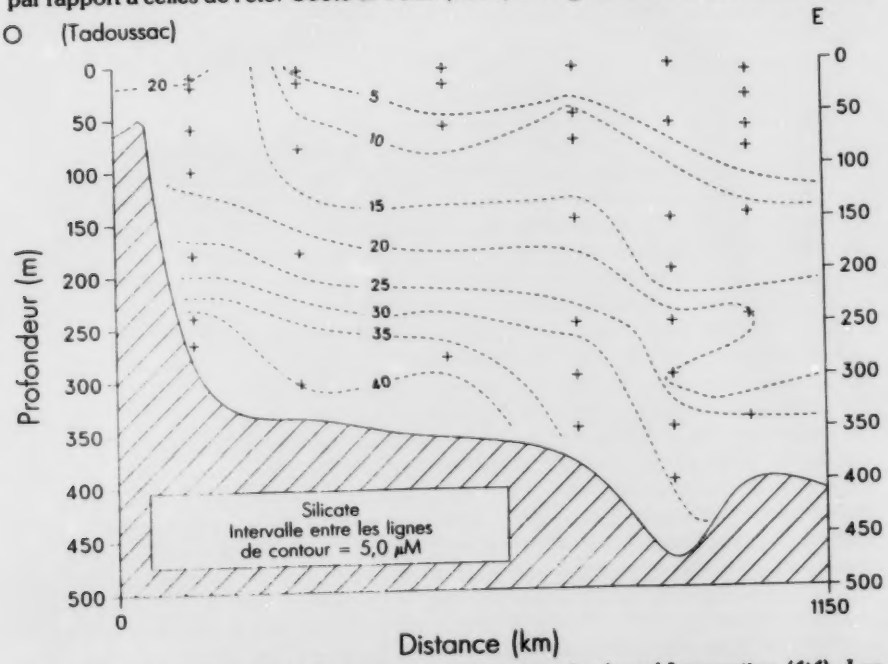
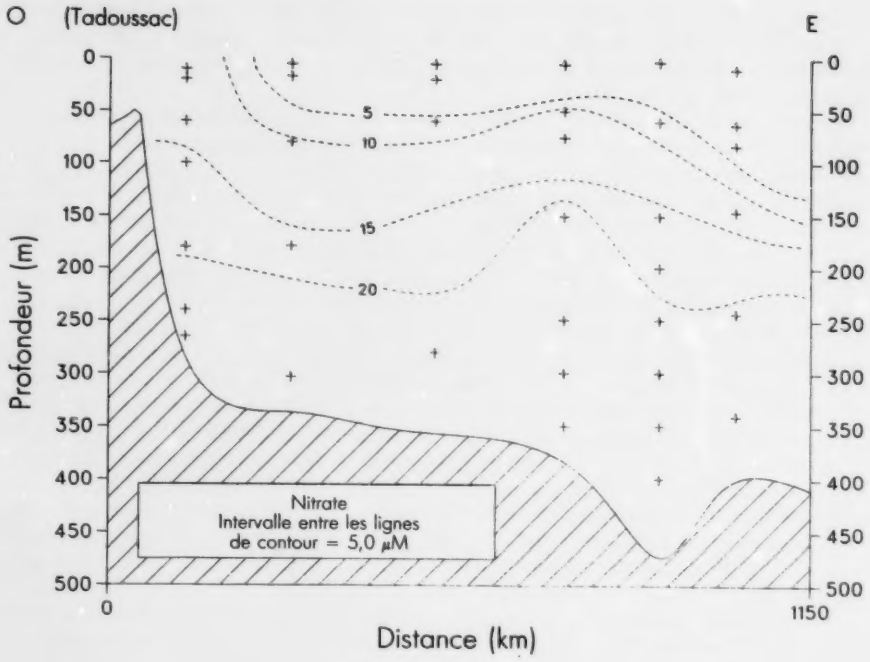


FIG. III.1. Distributions des substances nutritives dans le chenal Laurentien (été). Les concentrations sont en micromoles par litre. (Pour l'emplacement de ces sections et des autres, voir la fig. I.1 et I.3). (Tracé à partir des études de Coote et Yeats, 1979).



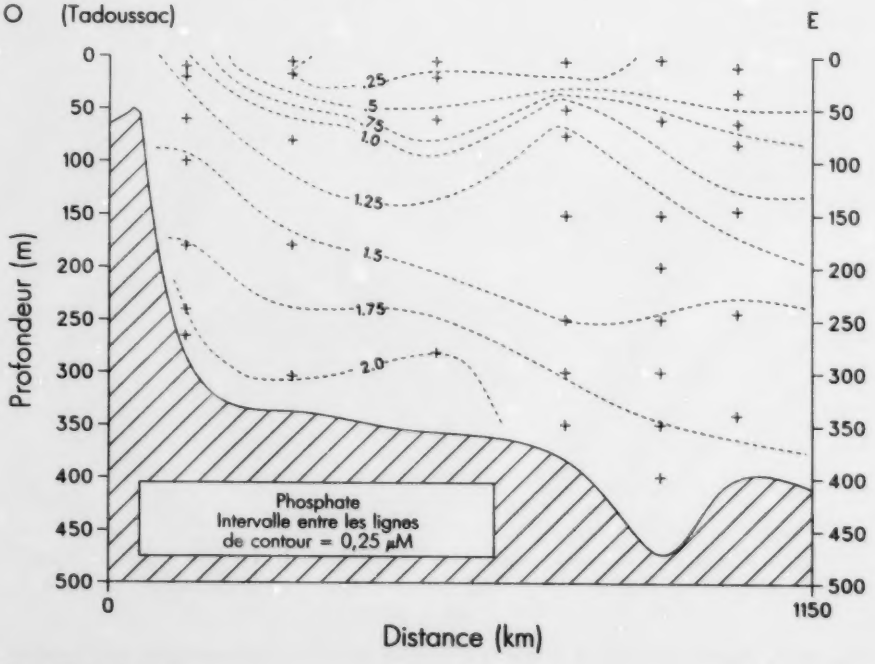


FIG. III.1. *(suite)*

trations de substances nutritives à plusieurs sections le long du chenal Laurentien et une section du plateau des îles de la Madeleine au détroit de Belle-Isle. Ces sections présentent toutes les mêmes caractéristiques générales que celles qui ont été décrites pour le transect du chenal Laurentien.

Les relevés du PBI portaient surtout sur les couches superficielles et intermédiaires (Steven, 1974). Les stations situées sur un réseau très étendu dans tout le golfe ont été visitées un certain nombre de fois au cours du printemps et de l'été. En avril, on a observé des concentrations intermédiaires de ces trois sels nutritifs dans la partie exempte de glace du golfe. De plus fortes concentrations de Si et de N ont été observées dans le bassin inférieur et à l'est de la péninsule de Gaspé, mais les teneurs élevées en P n'étaient observées que dans cette dernière zone. Vers le mois de mai, on n'observait des teneurs élevées en substances nutritives que dans la zone à l'ouest de l'île d'Anticosti et autour de l'extrémité de la Péninsule de Gaspé. La période de juin à septembre présentait un étalement de concentrations de Si et de N plus élevées vers l'est dans la partie centale du golfe, mais les teneurs en P restaient faibles sauf dans des secteurs isolés du bassin inférieur et autour de la péninsule de Gaspé. La portion nord-est du golfe, définie par une ligne joignant le milieu du détroit de Cabot et l'extrémité est de l'île d'Anticosti, continuait à présenter de faibles concentrations des trois substances nutritives pendant tout le mois de septembre. En général, les concentrations des trois substances nutritives diminuaient par rapport aux valeurs maximum des biefs supérieurs du bassin inférieur à de plus faibles concentrations dans les zones est et nord du golfe; il y avait aussi une diminution générale dans toutes les régions d'avril (valeurs les plus élevées) à septembre (valeurs les plus faibles).

Steven a été le premier à documenter les concentrations croissantes d'éléments nutritifs dans les profondeurs intermédiaires entre le détroit de Cabot et le bassin inférieur et à relier ces augmentations au processus de regénération des substances nutritives. Il a également observé de fortes concentrations de substances nutritives aux profondeurs intermédiaires dans la région comprise entre Pointe-des-Monts et le passage de Gaspé.

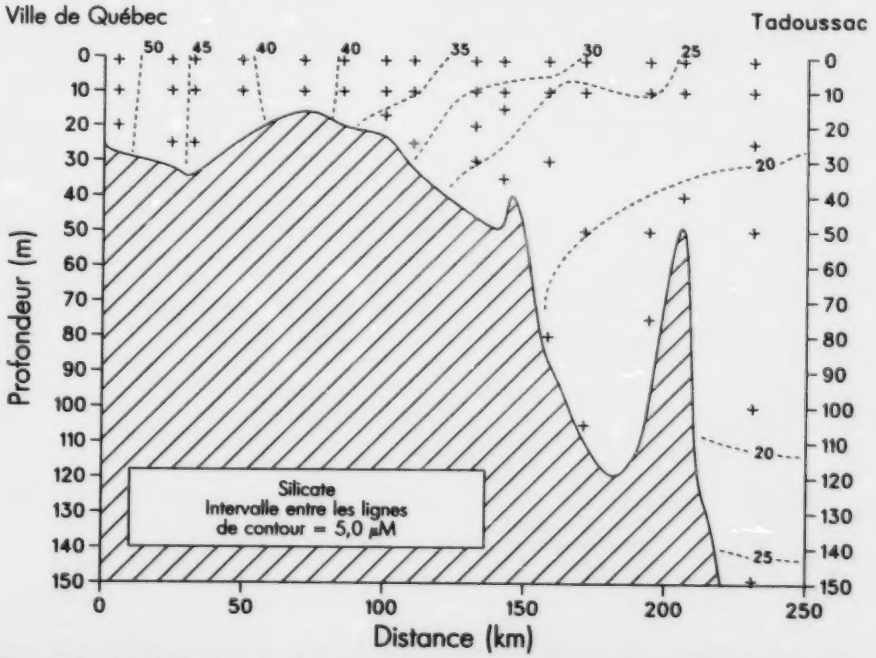
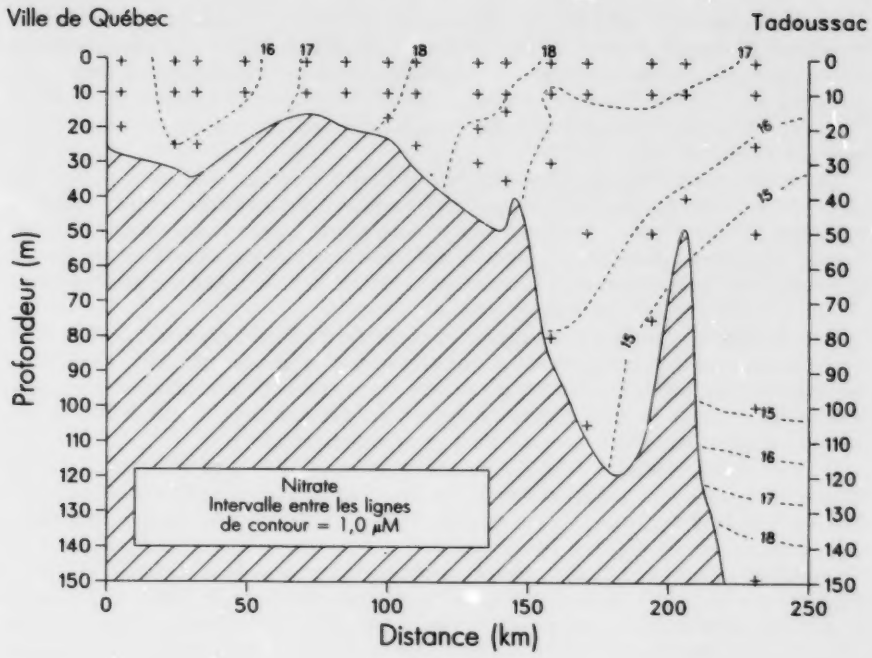


FIG. III.2. Distributions des substances nutritives dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent, mai 1974.



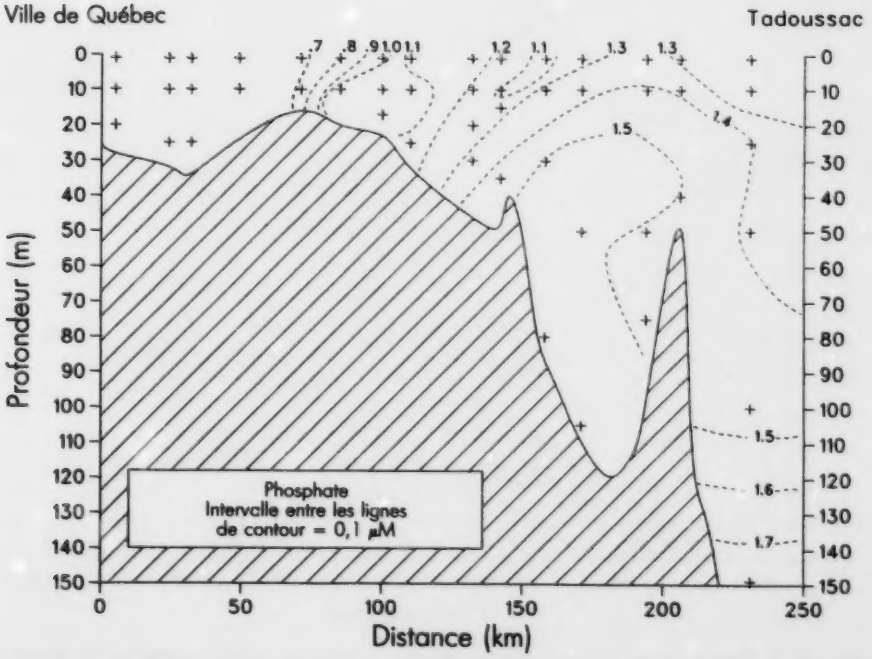


FIG. III.2. *(suite)*

On a démontré par la suite que la formation de dômes de substances nutritives et les isoplèthes de température et de salinité dans cette région étaient une caractéristique d'une circulation cyclonique dans le tourbillon d'Anticosti, caractérise à cette zone (Sevigny *et al.*, 1979). La formation d'un dôme d'isoplèthes de substances nutritives dans cette zone est également évidente dans les transects du chenal Laurentien effectués par Coote et Yeats (1979).

Les distributions d'éléments nutritifs dans le bassin supérieur du Saint-Laurent ont d'abord été examinées par Subramanian et d'Anglejan (1976) (silicate), et par Greisman et Ingram (1977) (nitrate). Dans ces études, on a observé un mélange essentiellement simple. Les petites déviations par rapport aux équations linéaires salinité-nitrate étaient attribuées à la consommation de substances nutritives, à la variabilité des sources d'eau douce et à l'amplitude des marées internes.

Les résultats de l'analyse des substances nutritives du bassin supérieur de l'estuaire obtenus au cours de deux expéditions de l'IOB en mai et en septembre 1974 sont illustrés par des courbes de distribution du silicate, du nitrate et du phosphate dans la section axiale située le long du chenal navigable de l'estuaire (fig. III.2 et III.3). On n'a observé aucune variabilité transversale lors de ces expéditions.

En aval de la limite de l'intrusion d'eau salée en mai 1974, la distribution du silicate reflétait simplement un mélange simple, comme l'illustre la courbe du silicate en fonction de la salinité (fig. III.4). Les concentrations pour les échantillons des stations 1, 2 et 5 étaient toutes élevées par rapport à la courbe du mélange. Les stations 1 et 2 sont situées dans l'eau douce à plusieurs kilomètres en aval de la limite de l'intrusion saline et le mécanisme responsable de la diminution de la concentration des stations 1 et 2 aux stations 3 et 4 n'a pu être relié au processus de mélange estuarien. Des concentrations élevées à la station 5 sont probablement dues à des apports d'eau douce à forte teneur en silicate provenant du chenal au nord de l'île d'Orléans.

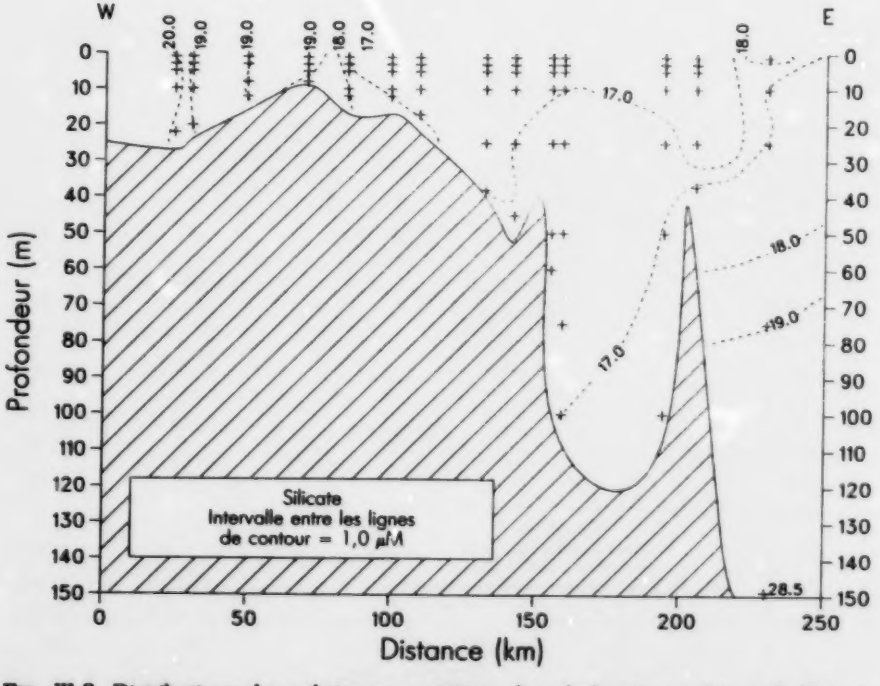
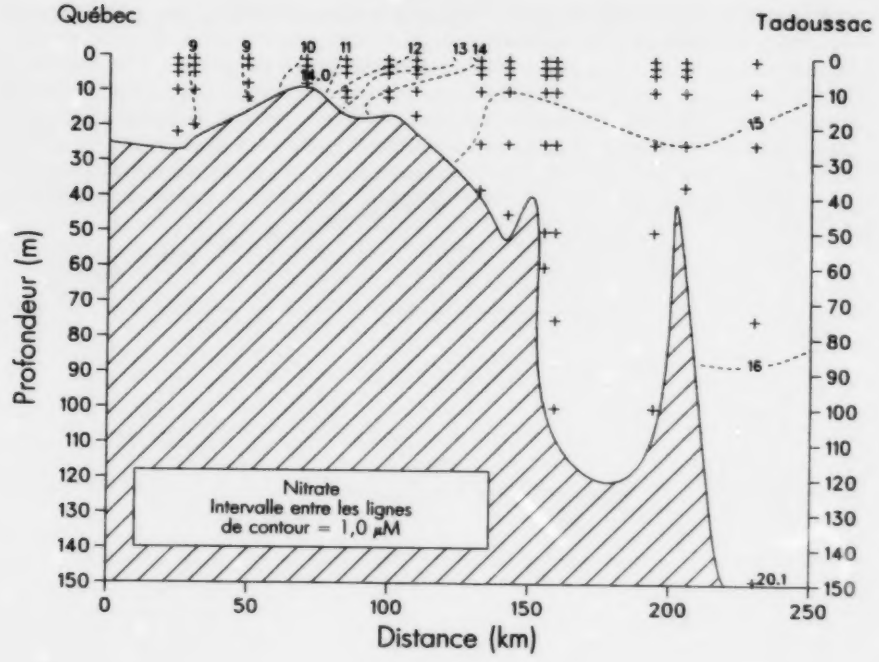


FIG. III.3. Distributions des substances nutritives dans le bassin supérieur du Saint-Laurent, mai 1974.



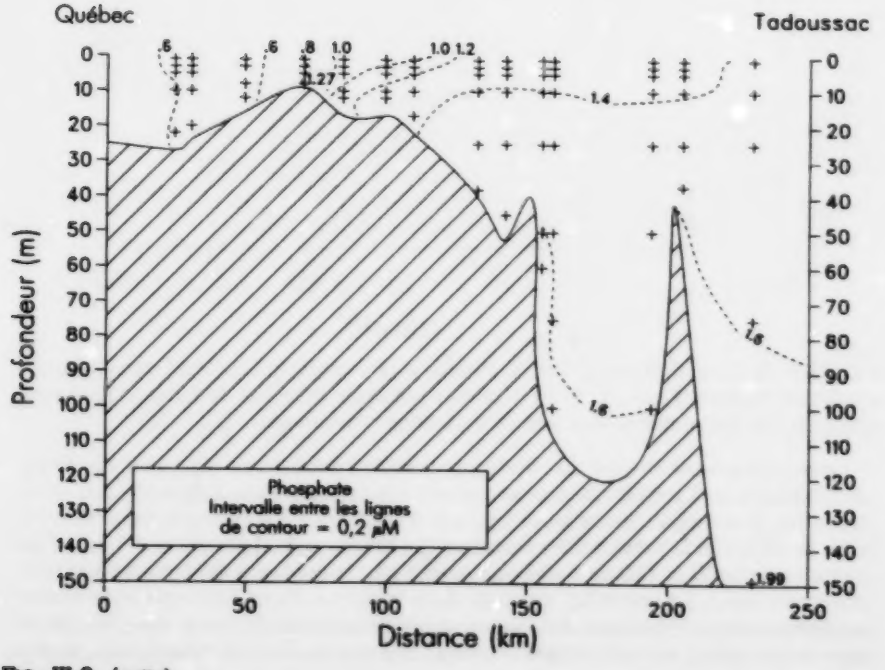


FIG. III.3. *(suite)*

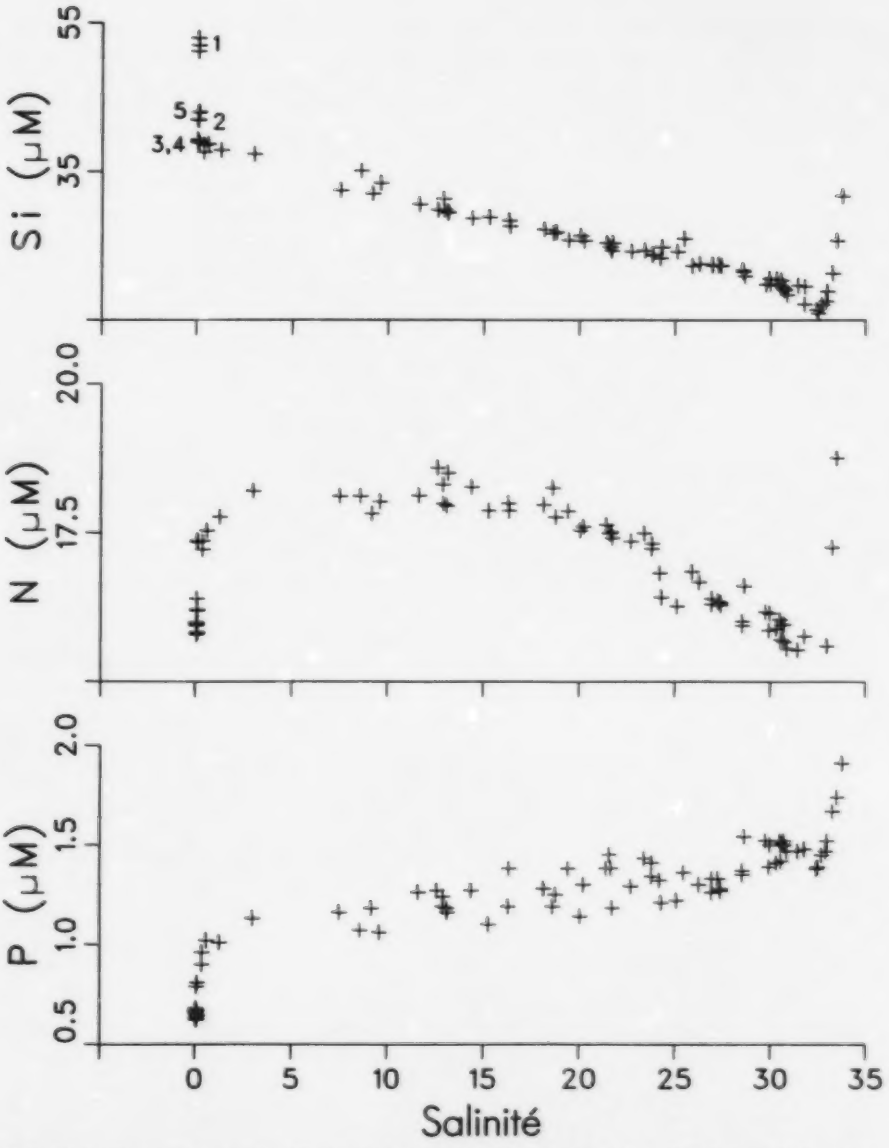


FIG. III.4. Rapport entre le silicate, le nitrate, le phosphate et la salinité dans le bassin supérieur du Saint-Laurent, 1974. Certains points de données de faible salinité sont marqués par les numéros des station d'où elles proviennent.

Le comportement observé du silicate aux stations 1 à 4 dans les régimes d'eau douce est énigmatique. La diminution progressive de la concentration du silicate vers l'aval dépend de la salinité et s'inscrit tout à fait en faux par rapport à la courbe linéaire observée entre le silicate et le salinité dans l'estuaire. La teneur en sel aux stations 1 et 4 était comprise entre 40 et 110 ppm et ne présentait pas de tendance évidente à l'augmentation vers l'aval. La variabilité observée dans le régime d'eau douce pourrait refléter les changements temporaires dans les concentrations de silicate des rivières; toutefois, dans ce cas, on ne s'attendrait pas à trouver une courbe linéaire entre le silicate et la salinité dans le régime estuarien. Les concentrations de nitrate et de phosphate à ces

stations sont à peu près constantes et plus faibles que dans la région estuarienne. Il est intéressant de noter que le comportement du fluorure suit celui du silicate; ses concentrations dans le régime d'eau douce dépassent celles qu'on observe à l'intercept de salinité zéro de la courbe du fluorure en fonction de la salinité qui serait linéaire sans cette exception (Young, 1976). Si une variabilité semblable de la concentration du silicate en amont de la limite de l'intrusion saline survient dans d'autres cours d'eau, cette caractéristique pourrait donner l'impression d'un mélange complexe à moins qu'on ne détermine avec soin l'intercept de salinité zéro de la courbe des mélanges.

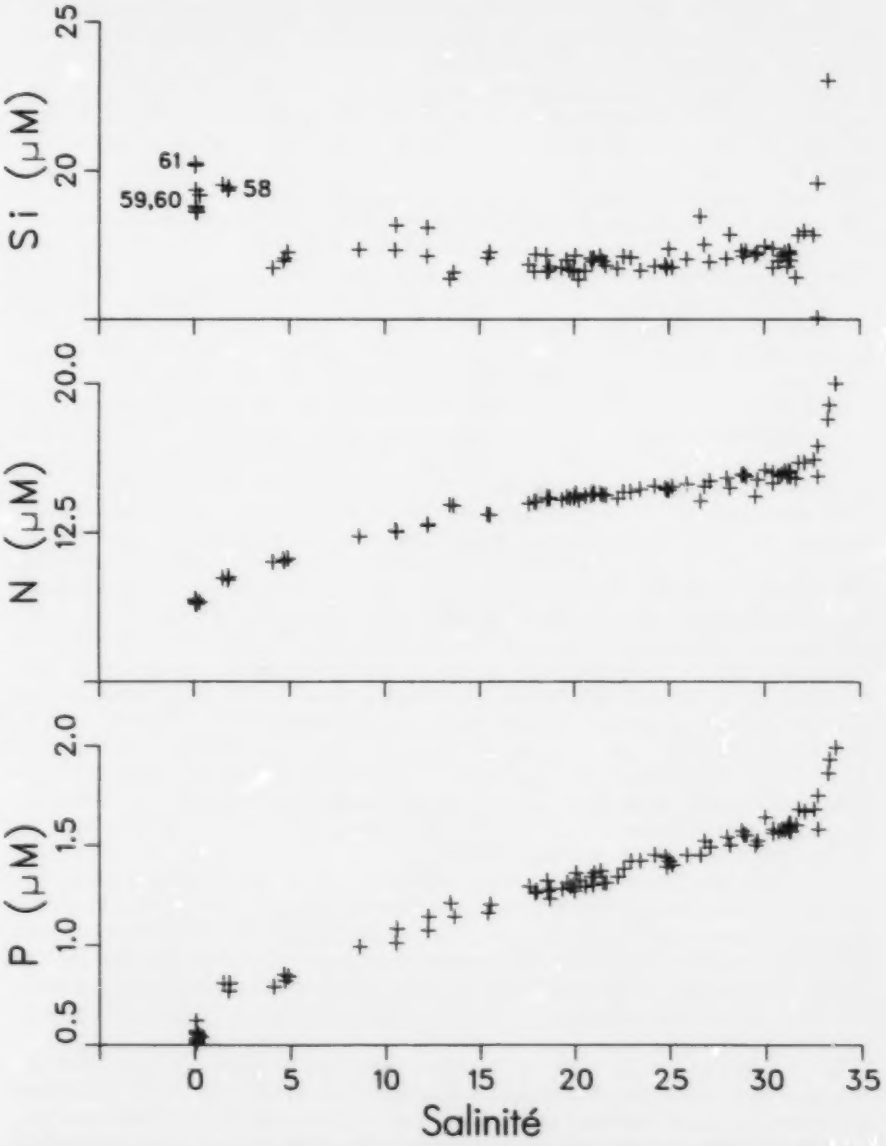


FIG. III.5. Rapports entre le silicate, le nitrate, le phosphate et la salinité dans le bassin supérieur dans l'estuaire du Saint-Laurent, septembre 1974. Certains points de données de faible salinité sont marqués par les numéros des stations d'où elles proviennent.

En septembre, la concentration de silicate dans l'estuaire est constante à 17,0 µM (fig. III.5). Dans le régime d'eau douce, les concentrations augmentent vers l'amont comme on l'a observé en mai. Comme ce fut le cas en mai, rien n'indique la présence d'un mélange complexe dans l'estuaire. Les distributions du nitrate diffèrent considérablement de celles du silicate. Le nitrate et le phosphate sont caractérisés par des concentrations uniformément faibles dans le régime d'eau douce et présentent des augmentations significatives aux concentrations voisines de la limite amont de l'intrusion saline.

La concentration de nitrate en mai 1974 (fig. III.2) augmentait jusqu'à des valeurs maximum dans la portion aval du maximum de turbidité estuarien, puis diminuait plus loin en aval. La courbe du nitrate en fonction de la salinité (fig. III.4) indique des concentrations maximum de nitrate dans la plage de salinité de 5 à 20 et de plus faibles concentrations aux valeurs plus élevées ou plus basses de salinité. Ce type de courbe non rectiligne d'un mélange indique la production de nitrate dissous dans l'estuaire. On observe une courbe semblable de nitrate en fonction de la salinité en septembre (fig. III.5) sauf que dans ce cas, la concentration dans le fleuve est d'environ la moitié celle qu'on observe en mai. On obtient par conséquent une courbe sans maximum aux valeurs intermédiaires de salinité, mais on y voit quand même une hausse.

La concentration du phosphate en mai (fig. III.2) augmente à partir des stations d'eau douce à des valeurs maximum dans les eaux profondes de la portion est du bassin. La courbe du phosphate en fonction de la salinité (fig. III.4) est à peu près linéaire et constituée de points très dispersés, et on observe une légère pente positive pour les échantillons des stations 5 à 17. Toutefois, l'intercept à salinité 0 est 50 % plus élevé que la concentration observée réellement dans le régime d'eau douce.

La concentration des échantillons près de la surface des stations 25 à 28 au début du bassin inférieur de l'estuaire sont inférieures à celles qu'on observe à des salinités semblables aux stations 1 à 17. Ces faibles concentrations reflètent probablement l'adsorption biologique du phosphate dans le bassin inférieur de l'estuaire.

En septembre, les concentrations de phosphate aux fortes valeurs de salinité dans le bassin est étaient inchangées par rapport aux valeurs du printemps mais, dans le fleuve et dans les zones de salinité intermédiaire, les concentrations étaient plus faibles par rapport à celles du printemps. Une courbe du phosphate en fonction de la salinité à peu près linéaire (sauf pour les échantillons des cours d'eau) a aussi été observée mais dans ce cas, la pente était supérieure et l'intercept de salinité zéro était de 30 % supérieur à celui de la concentration en eau douce. La dispersion des valeurs de part et d'autre de la courbe était fortement réduite par rapport à celle des données de mai et les échantillons provenant du bassin inférieur de l'estuaire ne pouvaient être distingués des autres. Bien que la dispersion dans les courbes du phosphate en fonction de la salinité signifie que la configuration exacte de la courbe ne peut être établie, la ressemblance entre les distributions du phosphate et du nitrate suggère que les courbes du phosphate en fonction de la salinité sont, comme celles du nitrate, non linéaires et présentent une légère courbure positive.

L'augmentation abrupte et très importante de la concentration du phosphate aux valeurs de faible salinité pourrait entraîner la mort du plancton d'eau douce, incapable de survivre dans un milieu salin, comme le proposent Morris *et al.* (1978) pour l'estuaire du Tamar. Toutefois, le caractère des distributions de phosphate, qui présente généralement des augmentations vers le fond, et la coïncidence des augmentations avec le maximum de turbidité, suggère que la source principale du phosphate supplémentaire serait les sédiments.

Les concentrations de nitrate et de silicate dans les eaux profondes du bassin est correspondent étroitement à celles qu'on observent à une profondeur de 30-50 m dans les stations du bassin inférieur de l'estuaire. Les températures et les salinités sont très semblables. Il est évident qu'à ces dates particulières, l'eau du bassin est provient du bassin inférieur de l'estuaire et que les concentrations de nitrate et de silicate du bassin est reflètent simplement les concentrations des eaux d'où elles proviennent, à la profondeur du seuil (45 m). Les concentrations de phosphate lors de l'expédition de mai

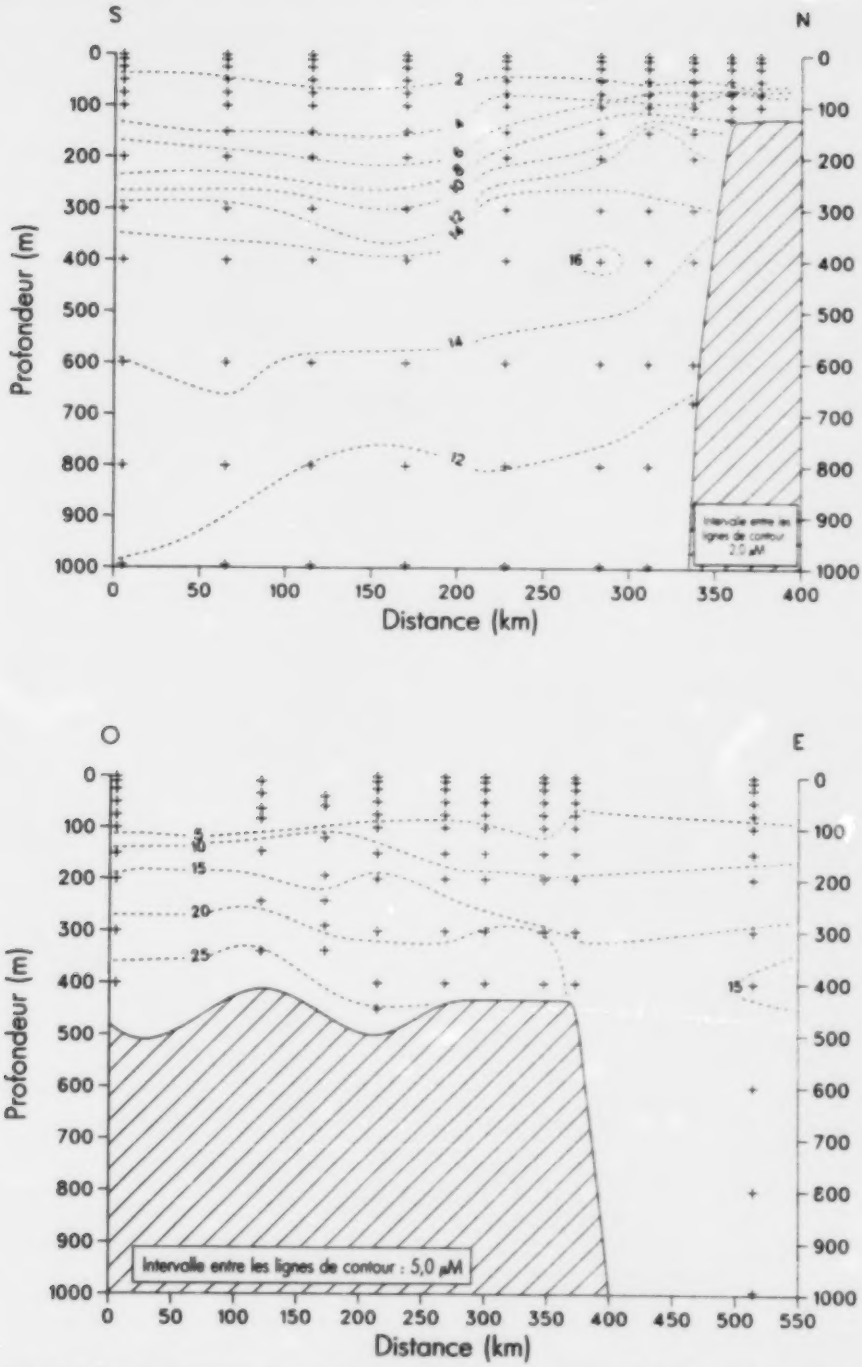


FIG. III.6. Distribution du silicate dans les eaux à l'est du détroit de Cabot. La section du sud au nord suit le 55°O. La section ouest à est se situe le long de l'axe du chenal Laurentien, du détroit de Cabot au 55°O. (Voir Annexe, expédition 76-021, où sont indiqués les emplacements exacts des stations).

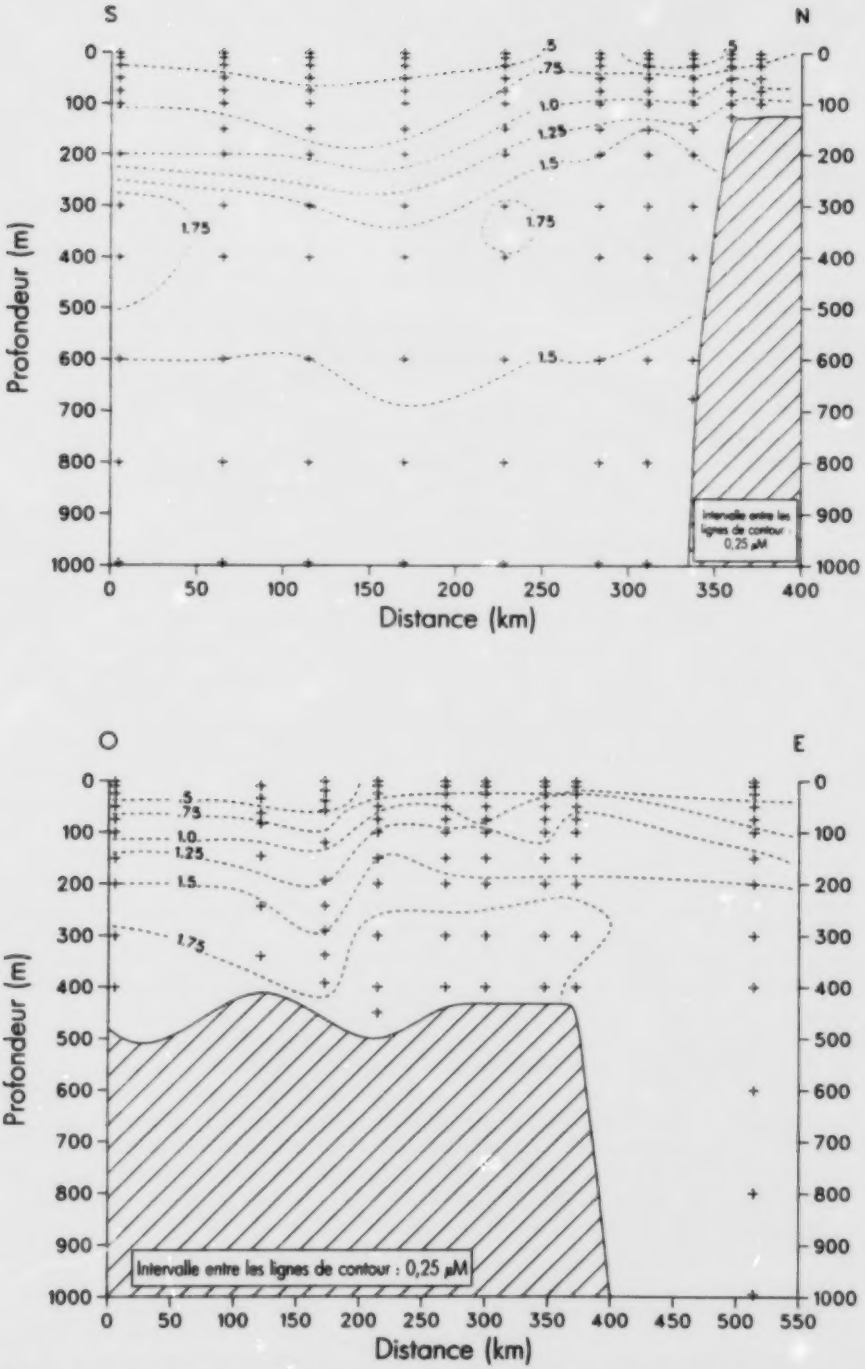


FIG. III.7. Distribution du phosphate dans les eaux à l'est du détroit de Cabot. La section du sud au nord suit le 55°O. La section de l'ouest à l'est suit l'axe du chenal Laurentien, du détroit de Cabot au 55°O. (Voir Annexe, expédition 76-021, où sont indiqués les emplacements exacts des stations).

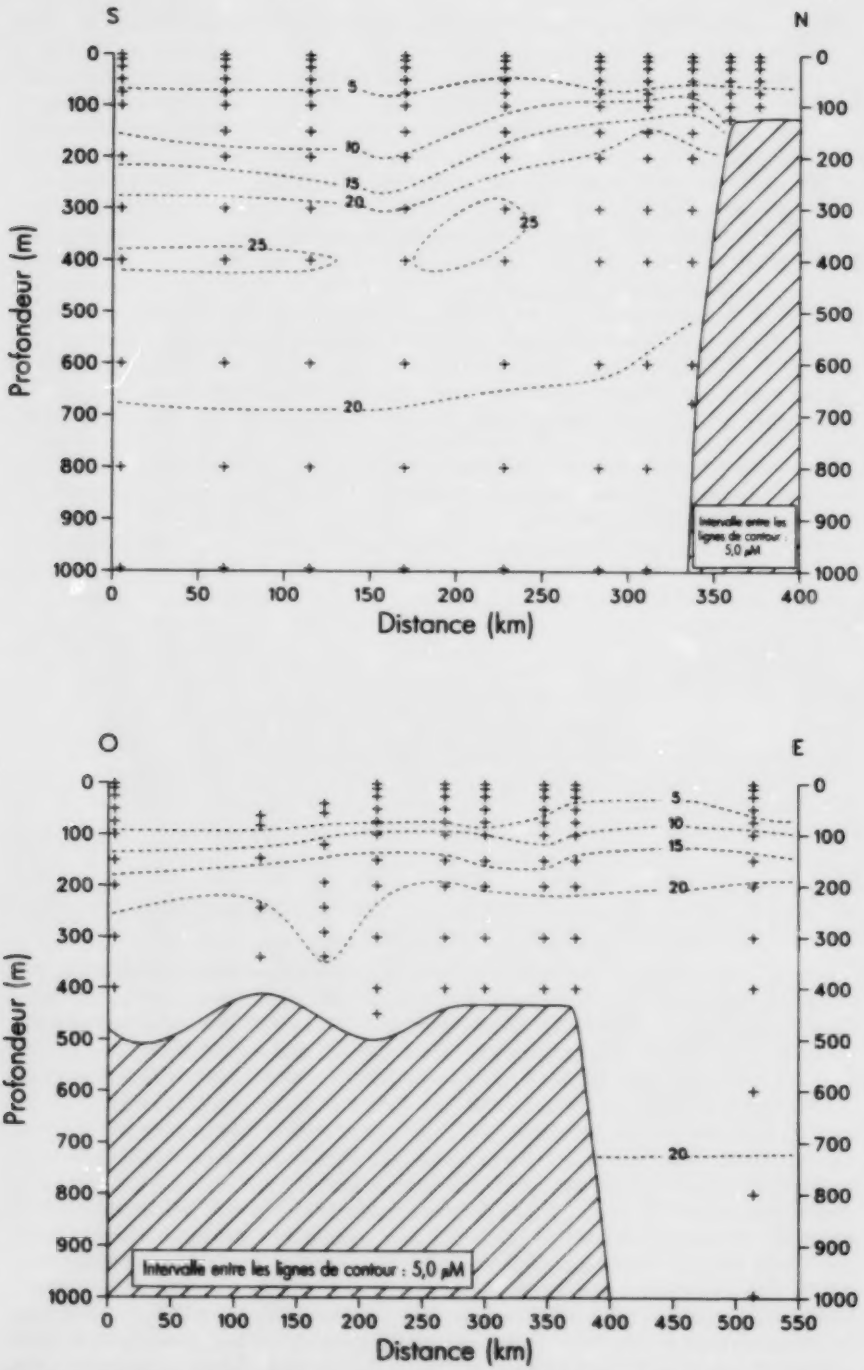


FIG. III.8. Distribution du nitrate dans les eaux à l'est du détroit de Cabot. La section du sud au nord est située le long du 55°O. La section de l'ouest à l'est est située le long de l'axe du chenal Laurentien, du détroit de Cabot au 55°O. (Voir l'Annexe, expédition 76-021, où sont indiqués les emplacements exacts des stations).

sont supérieures dans le bassin est (1,5 µM) par rapport à celles qu'on trouve à 40-50 m dans le bassin inférieur de l'estuaire (1,4 µM). Dans le bassin inférieur de l'estuaire, les concentrations supérieures à 1,5 µM ne sont observées qu'à des profondeurs supérieures à 100 m. La salinité à ces profondeurs est de 33, alors que celle qu'on observe dans le bassin est (un seul échantillon de 31,8) dépasse 30,7. Plusieurs explications sont possibles pour les fortes concentrations de phosphate dans les eaux profondes du bassin est. Le phosphate peut être libéré par les sédiments du fond, comme on l'a suggéré pour expliquer les fortes concentrations qu'on retrouve plus loin; il peut y avoir minéralisation du phosphate organique particulaire qui arrive en eau profonde dans le bassin ou encore, les concentrations dans le bassin est pourraient refléter celles qu'on trouve dans les eaux à la profondeur du seuil dans le bassin inférieur de l'estuaire au cours de l'hiver ou au début du printemps. On observe des teneurs en substances nutritives supérieures près de la surface dans le golfe du Saint-Laurent en hiver (Coote et Yeats, 1979). Des variations temporelles de la teneur en phosphate dans l'eau s'écoulant dans le bassin de l'est permettraient également d'expliquer la forte dispersion qu'on trouve dans la courbe du phosphate en fonction de la salinité de mai 1974.

Des concentrations beaucoup plus fortes des trois substances nutritives sont observées dans les échantillons en eau profonde (salinité supérieure à 31) à partir des stations du bassin inférieur de l'estuaire. Ces stations sont situées au début du chenal Laurentien, le principal chenal profond du golfe Saint-Laurent. Les concentrations accrues observées dans les échantillons sont sans doute dues aux processus d'absorption et de regénération des substances nutritives dans le golfe.

Les concentrations de silicate en eau profonde observées dans le golfe du Saint-Laurent sont beaucoup plus fortes que celles qu'on observe à des profondeurs similaires dans les eaux adjacentes de l'Atlantique du nord-ouest. Il est également évident, à partir des données présentées par Coote et Yeats (1979), que ces concentrations élevées s'étendent jusque dans le chenal Laurentien à l'est du détroit de Cabot. En 1976, une expédition a été organisée en partie pour étudier l'étendue de ces concentrations élevées en eau profonde. Deux transects pour les trois substances nutritives obtenues à partir de cette expédition sont illustrées dans les fig. III.6, III.7 et III.8. Le premier transect va directement vers le nord en suivant le 55°W à partir de 42°N dans l'Atlantique du nord-ouest jusqu'à 45°20'N sur le plateau de Terre-Neuve, et le deuxième, de 44°30'N et 55°W au-dessus de la pente de Terre-Neuve jusqu'au détroit de Cabot, en passant par le chenal Laurentien.

La section nord/sud des valeurs de silicate indique des concentrations élevées comprises entre 200 et 500 m au-dessus de la pente par rapport aux valeurs mesurées à des profondeurs semblables dans les eaux profondes à 42°N. Ces concentrations, qui s'étendent jusque dans les eaux du fond près du plateau de Terre-Neuve, sont toutefois considérablement plus faibles que celles qu'on observe généralement dans les eaux profondes du chenal Laurentien au détroit de Cabot, jusqu'au rebord du plateau. En fait, il existe un front horizontal très marqué dans les concentrations de silicate comprises entre la station 14, au niveau du rebord du plateau, et la station 17, à seulement 25 kilomètres dans le chenal Laurentien. De la station 17 à la station 32 dans le détroit de Cabot, les concentrations augmentent très graduellement. Le comportement du phosphate est très semblable à celui du silicate sauf que l'augmentation des concentrations de l'Atlantique au chenal Laurentien est beaucoup plus faible (fig. III.7). Contrairement au silicate et au phosphate, le nitrate (fig. III.8) ne présente aucune augmentation à partir des eaux de la pente jusqu'au chenal Laurentien, mais les concentrations à 100-300 m sont quelque peu plus élevées au-dessus de la pente par rapport aux valeurs qu'on observe à 42°N. Dans les trois cas, les concentrations en eau profonde dans le chenal Laurentien à l'extérieur du détroit de Cabot ne variaient pas avec le temps pour la période 1971-76. Les résultats des expéditions de 1971 et 1972 (Coote et Yeats, 1979) indiquent que les concentrations sont restées à peu près les mêmes que celles tirées des résultats de 1976.

Mécanismes du cycle des substances nutritives

Les mécanismes fournissant les substances nutritives aux eaux de surface du Golfe Saint-Laurent ont été décrits par Steven (1974). Dans la partie ouverte du golfe (à l'est de 63°N et dans toute la partie nord du golfe), les substances nutritives en surface sont fournies par les mécanismes du mélange vertical et de diffusion qui sont actives dans toutes les mers tempérées. Par conséquent, au début du printemps, les substances nutritives sont distribuées plus ou moins uniformément dans les 100 premiers mètres de la colonne d'eau. Ces concentrations de surfaces élevées sont rapidement épuisées à cause de la prolifération printanière du phytoplancton et elles restent faibles pendant tout l'été.

Dans la partie estuarienne du golfe, les substances nutritives sont acheminées vers la couche superficielle par des mécanismes de mélange vertical et de remontée qu'on trouve dans l'estuaire du Saint-Laurent (voir chapitre 1). Ces substances nutritives sont ensuite transportées horizontalement vers l'est par advection par le courant de Gaspé. Plusieurs mécanismes d'enrichissement des eaux de surface sont proposés par Steven. L'écoulement vers le nord du Saint-Laurent et du Saguenay crée un courant vers le haut qui entraîne les eaux superficielles riches en substances nutritives, qui se mélangent avec les eaux plus fraîches de la couche superficielle. Les marées internes peuvent également causer la remontée à la surface des eaux de la couche intermédiaire. Finalement, les rivières contiennent des teneurs élevées en substances nutritives qui passent directement dans les eaux superficielles estuariennes.

La distribution verticale générale des substances nutritives dans le bassin inférieur de l'estuaire est décrite par Steven; selon celui-ci, elle comporte des fortes concentrations de substances nutritives dans la couche supérieure de 25 m, des concentrations minimales à 50-100 m et des concentrations croissantes aux profondeurs supérieures. Ce type de profil est prédominant au printemps, mais on l'observe aussi plus tard dans l'année. Aucun mécanisme physique particulier n'a été identifié par Steven pour ce type de profil, bien qu'un ou plusieurs des mécanismes généraux identifiés dans le paragraphe précédent jouent probablement un rôle. Les concentrations en eaux profondes ont été étudiées plus à fond par Coote et Yeats (1979). Ceux-ci ont constaté la présence d'une augmentation générale des concentrations en eau profonde du détroit de Cabot jusqu'à la partie supérieure du chenal Laurentien. Des tendances intermédiaires semblables ont été observées par Steven (1974). Un mécanisme général qui explique le cycle des substances nutritives dans le golfe peut être élaboré à partir de ces études.

Les eaux de la sub-surface, à fortes concentrations de substances nutritives, s'écoulent vers l'intérieur (c.-à-d. vers l'amont à partir du détroit de Cabot); elles sont ensuite mélangées dans la couche superficielle par entraînement avec l'eau du Saint-Laurent, par aspiration à la surface ou par d'autres processus de mélange. Cette eau s'écoule ensuite vers le détroit de Cabot dans la couche superficielle. Dans celle-ci, les substances nutritives sont incorporées dans le plancton, dont une partie redescend dans la couche intermédiaire et les couches profondes, où les substances nutritives sont regénérées et retournent à la surface plus loin en aval. Par conséquent, il existe un cycle des substances nutritives à l'intérieur du golfe entre la couche superficielle et la couche de la sub-surface. Les substances nutritives participant à ce cycle peuvent passer un certain temps dans les sédiments de la surface et une portion de la fraction sédimentaire sera donc enfouie de façon permanente. L'entraînement des substances nutritives dans l'estuaire du Saint-Laurent, étant la principale source de substances nutritives dans les eaux de surface très productives du réseau du bassin inférieur de l'estuaire et du courant de Gaspé, est particulièrement important et il fournit également les substances nutritives au reste de la partie sud du golfe. L'effet net de ce cycle est de piéger des substances nutritives dans le golfe du Saint-Laurent et dans le chenal Laurentien jusqu'au rebord du plateau continental.

Les mécanismes physiques pour l'introduction des substances nutritives dans la couche superficielle de l'estuaire ont été étudiés plus en détail par Therriault et Lacroix (1976), Sinclair *et al.* (1976), Greisman et Ingram (1977), ainsi que par Sévigny *et al.* (1979).

Therriault et Lacroix (1976) ont décrit un mécanisme par lequel les marées internes du bassin inférieur de l'estuaire seraient responsables de la pénétration des eaux de la couche intermédiaire riche en matières nutritives, provenant du bassin inférieur de l'estuaire, dans le secteur est du bassin de la partie supérieure de l'estuaire. Les processus de mélange intense survenant dans la partie est du bassin entraînent l'enrichissement en substances nutritives des eaux de la couche superficielle et l'advection subséquente dans les eaux superficielles du bassin inférieur de l'estuaire. Greisman et Ingram (1977) ont étudié le mélange dans l'estuaire des nitrates provenant du Saint-Laurent et ils ont calculé la contribution de l'eau douce et de la couche d'eau salée de profondeur intermédiaire du bassin inférieur de l'estuaire au mélange en surface observé à partir du lac Saint-Pierre (100 km en amont de la zone de mélange estuarienne) jusqu'à Pointe-des-Monts. Ils ont noté un accord remarquable entre les concentrations de substances nutritives calculées et celles qui ont été réellement observées. Ces calculs indiquent qu'en juin 1975, le nitrate des cours d'eau comptait pour 50 % du nitrate en surface dans le bassin est de la partie supérieure de l'estuaire, et pour légèrement moins que 25 % du nitrate de la couche superficielle de la partie inférieure de l'estuaire.

Les caractéristiques dynamiques de la circulation et du mélange des eaux de l'estuaire inférieur et de la partie ouest du golfe du Saint-Laurent ne sont pas bien comprises. Dans la partie supérieure du bassin inférieur de l'estuaire, le déversement d'eau douce provenant du Saint-Laurent aura un effet très important sur les caractéristiques dynamiques. De plus, la remontée rapide du fond dans la partie supérieure du chenal Laurentien peut contribuer à l'injection de substances nutritives dans les eaux superficielles très productives du bassin inférieur de l'estuaire. Plus loin au large, les mouvements de circulation superficielle dus au vent sont de plus en plus importants. Un certain nombre d'études des mécanismes physiques des mélanges dans ces régions ont été faits (voir El-Sabh 1975-1979; Ingram, 1979) et les distributions de substances seront régies dans une grande mesure par les mêmes processus. Une étude du tourbillon d'Anticosti comporte un examen des substances nutritives. Sévigny *et al.* (1979) montrent que la circulation cyclonique dans le tourbillon entraîne une remontée générale des isoplèthes des substances nutritives à mesure qu'on approche du centre du tourbillon. Toutefois, un fort thermocline situé à de faibles profondeurs a entraîné l'enrichissement en substances nutritives des eaux de la surface au cours de la période de l'étude.

Régénération des substances nutritives

Un élément important du cycle des substances nutritives dans le golfe Saint-Laurent est la régénération des substances nutritives dans les eaux des couches intermédiaires et profondes du golfe. La distribution générale verticale du nitrate et du phosphate indique que les concentrations de ces deux substances nutritives augmentent plutôt rapidement des faibles concentrations des eaux superficielles aux fortes concentrations qu'on observe à 75-150 m. Entre 150 m et le fond, les concentrations du nitrate et du phosphate continuent à s'accroître, mais plus graduellement. Les concentrations de silicate, par ailleurs, tendent à s'accroître beaucoup plus uniformément avec la profondeur, et leur gradient ne présente généralement aucun ou très peu de signes de changement aux profondeurs intermédiaires. Ces observations indiquent que le nitrate et le phosphate tendent à être régénérés surtout dans les eaux peu profondes, alors que les silicate est régénéré plus uniformément dans toute la colonne d'eau et probablement aussi dans les sédiments de surface.

Des rapports nitrate/phosphate de 15-16:1 ont été obtenus de façon régulière dans les eaux de la sub-surface au large du plateau continental. Une plage plus importante a été observée dans les régions côtières, habituellement avec des rapports N/P beaucoup plus faibles. Le rapport N/P est déterminé par la mesure des quantités relatives de nitrate et de phosphate qui sont utilisées et libérées par les micro-organismes, les rapports N/P du mélange des eaux et des sources externes de nitrate et de phosphate, comme par exemple les cours d'eau. Par la régression linéaire des valeurs phos-

phate/nitrate obtenues en combinant tous les résultats présentés par Coote et Yeats (1979) pour les stations dans les profondeurs sont supérieures à 200 m, on obtient :

$$N(\mu M) = 15.1\ P\ (\mu M) - 4.7 \qquad n = 329,\ r = 0.88$$

Le rapport N/P est très semblable à la valeur classique qu'on obtient en haute mer, mais on observe un important intercept négatif.

Au cours de l'été, l'activité biologique réduit la concentration des trois substances nutritives dans la couche supérieure de 50 m de la colonne d'eau. Le nitrate semble être la substance nutritive limitative et dans la plus grande partie du golfe, les concentrations de nitrate sont inférieures à 0,2 μM dans la couche superficielle de 25 m. Il reste encore un peu de phosphate, ce qui donne des rapport N/P souvent réduits à un ou moins. À partir des régressions de P/N, la concentration de phosphate correspondant à [N] = 0 est de 0,3 μM. En février, au cours de l'expédition de 1973 (Coote et Yeats, 1979), on n'a pas observé d'épuisement en surface, et les concentrations superficielles de nitrate et de phosphate correspondaient étroitement à celles de la ligne de régression en eau profonde.

Les régressions linéaires dont il est question ci-dessus proviennent de grands ensembles de données, comprenant des données des eaux superficielles, des eaux entrant dans le détroit de Cabot et des eaux profondes des auges. La cohérence du profil de circulation et des concentrations des substances nutritives, ainsi que des concentrations d'oxygène dissous d'une année à l'autre à tous les emplacements dans la couche profonde s'écoulant vers l'amont du chenal Laurentien, a permis à Coote et Yeats (1979) d'établir des relations entre les changements dans les concentrations des substances nutritives et de l'oxygène le long du chenal avec la régénération des substances nutritives qui a lieu seulement dans cette couche profonde. Ainsi, on a supposé que très peu ou aucune eau d'autres sources n'est incorporée à cette couche. Le fait qu'on n'observait peu de changements de salinité en fonction de la distance à toute profondeur renforçait cette hypothèse. À mesure que l'eau s'écoulait dans la couche profonde du détroit de Cabot à l'estuaire, les concentrations de silicate, de phosphate et de nitrate augmentaient, et les concentrations d'oxygène diminuaient, à cause de la dégradation des matières organiques dans les eaux profondes. Les changements nets des concentrations de silicate, de nitrate, de phosphate et d'oxygène à 250 m étaient de 30, de 5,6, de 0,8 et de -110 μM (à l'état de O_2), respectivement, lors de l'expédition 71-027; ces valeurs étaient de 25, de 3,5, de 0,50 et de -75 μM, respectivement, lors de l'expédition 72-017. Ces observations concordent avec celles de Therriault et Lacroix (1976) qui ont conclu à partir de leur étude que de fortes teneurs en substances nutritives accompagnent de faibles concentrations d'oxygène. Ces changements de concentrations correspondent à des rapports atomiques $\Delta O/\Delta N/\Delta P$ de 218/7,0/1 et de 298/7,2/1 pour les substances nutritives regénérées dans la couche profonde du détroit de Cabot de l'estuaire. Ces rapports O/P étaient près des valeurs acceptées de 276/1 (Redfield *et al.*, 1963), mais les rapports N/P, bien que presque identiques pour les deux expéditions, étaient beaucoup plus faibles que la valeur océanique idéale de 16/1. Toutefois, les faibles rapports N/P ne sont pas inhabituels dans les milieux estuariens et côtiers (Ketchum *et al.*, 1958; Sen Gupta et Koroleff, 1973). Les faibles rapports N/P peuvent indiquer une régénération incomplète du nitrate, par rapport au phosphate (ce qui incluerait la conversion du N organique en ammoniac plutôt qu'en nitrate); par ailleurs, des matières organiques régénérées peuvent comporter une faible teneur en azote. Le rapport Si/P obtenu à partir de cette analyse est d'environ 40/1.

Il est maintenant possible, à l'aide de données plus récentes, de répéter ces calculs d'une façon statistiquement plus rigoureuse et d'inclure le carbone dans l'évaluation du rapport de Redfield. Les expéditions d'avril-mai 1973 (73-012 — Voir Annexe), de juillet-août 1974 (74-028) et de mai-juin 1975 (75-015) comprenaient toutes des stations espacées le long du chenal Laurentien, du détroit de Cabot au bassin inférieur de l'estuaire. Les données ayant servi à calculer le rapport de l'oxygène dissous et des isotopes de carbone du réservoir de carbone inorganique dissous sont disponibles pour

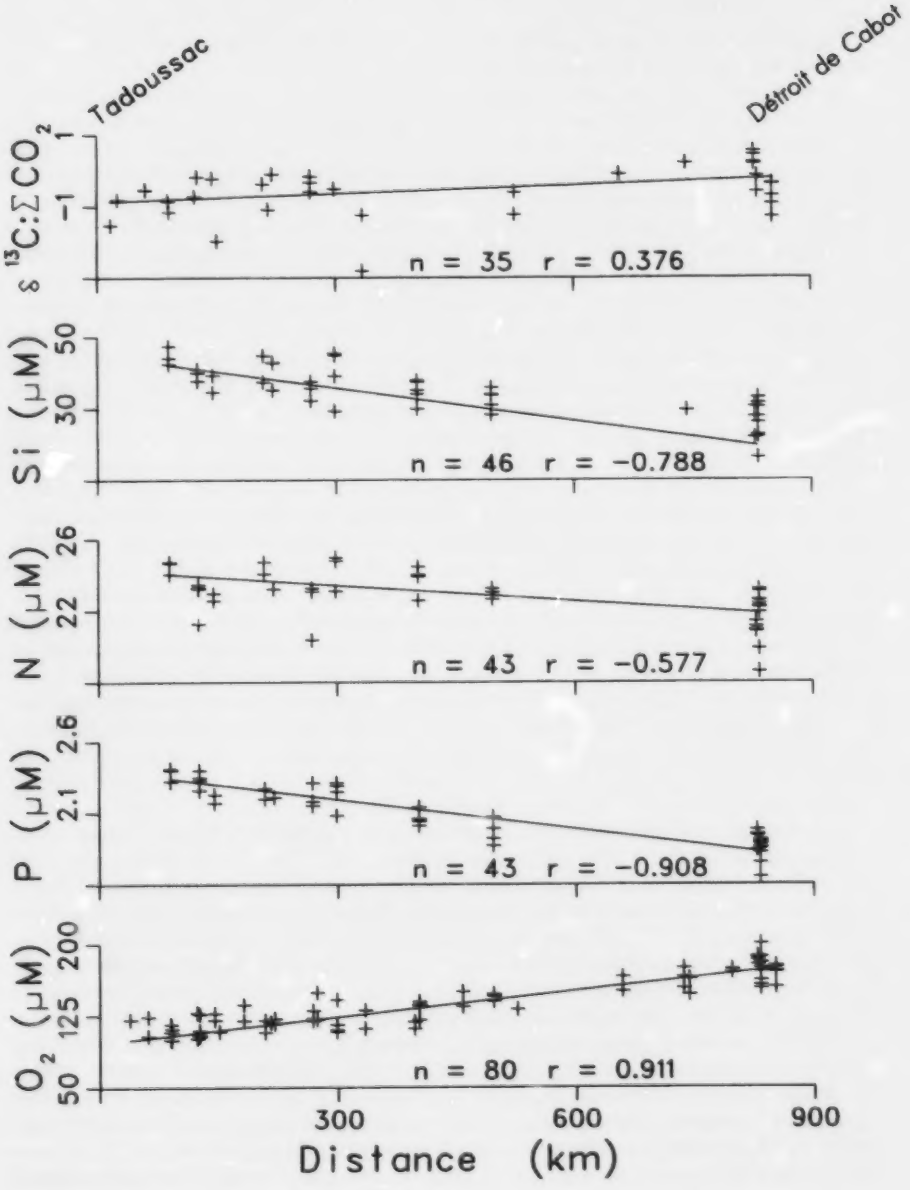


FIG. III.9. $\delta^{13}C$ (CO_2 total), silicate, nitrate, phosphate et oxygène dissous dans les eaux profondes du chenal Laurentien, en fonction de la distance de la partie supérieure du chenal.

chacune de ces trois expéditions. Les données sur les substances nutritives sont disponibles pour deux des trois expéditions. La courbe de la figure III.9 montre les valeurs de ces paramètres pour les échantillons prélevés à grande profondeur (ceux pour lesquels la salinité est supérieure à 34,0) en fonction de la distance par rapport au fond du fiord du Saguenay. Les analyses de régression linéaire correspondantes sont toutes fortement significatives (*P* supérieure à 99 %), à l'exception de celles du ^{13}C, qui sont significatives à 95 %. Étant donné que ces courbes valent pour la plupart des échantillons prélevés à des profondeurs supérieures à 200 m, les données comportent une variation considérable due à la profondeur (ce secteur est responsable de la dispersion de part et d'autre des lignes de régression.)

Les changements relatifs des concentrations d'oxygène et des substances nutritives sur toute la longueur du chenal Laurentien peuvent être calculés par simple comparaison des pentes des lignes de régression. Il est possible d'évaluer la quantité de carbone organique oxydé à partir des changements correspondants des isotopes du carbone inorganique dissous. Le carbone organique est oxydé en CO_2 au cours de la reminéralisation des matières organiques. Ceci entraîne une légère augmentation de la concentration du carbone inorganique dissous, qui est difficile à mesurer à cause de la forte concentration totale (env. 2,2 mM). Toutefois, le rapport isotopique du carbone de la matière organique oxydée est très différent de celui du carbone inorganique. Les valeurs de $\delta^{13}C$ du carbone organique du golfe sont comprises entre -22 et -26 ‰, alors qu'on obtient une valeur de -26 ‰ avec le carbone des matières organiques particulaires dans les parties profondes du chenal Laurentien (voir le chapitre V) et que le $\delta^{13}C$ du carbone inorganique est d'environ 0 ‰. Sachant que l'addition de carbone au réservoir de carbone inorganique est petit comparé aux dimensions de ce réservoir et que la variation du rapport isotopique du carbone inorganique est petite comparé à la différence du rapport isotopique entre le carbone organique et inorganique, le gradient des concentrations de carbone peut être calculé à partir du gradient du rapport des isotopes de carbone par de simples considérations de masse et de bilan isotopique :

$$dC/dx = C_{\text{inorganique}} \cdot (d\delta/dx) \;/\; (\delta_{\text{organique}} - \delta_{\text{inorganique}})$$

où C = concentration du carbone
δ = rapport isotopique du carbone
x = distance dans le chenal Laurentien

Les changements relatifs produits par cette analyse, en combinant les données de ces trois croisières, sont les suivants : $\Delta O/\Delta C/\Delta Si/\Delta N/\Delta P = 267/108/30/4{,}6/1$. Les changements dans les teneurs en oxygène, en silicate et en phosphate concordent avec les valeurs observées lors des expéditions antérieures. Les rapports C/P est très près de la valeur observée au large (106/1) (Redfield *et al.*, 1963). Le rapport N/P est lui aussi beaucoup plus faible que les valeurs qu'on trouve au large dans l'océan. La petite différence entre le rapport N/P basée sur les expéditions antérieures et l'évaluation basée sur les données plus récentes n'est pas significative à cause de la dispersion considérable des points servant à tracer la courbe nitrate/distance. Comme on l'a noté ci-dessus, les deux explications possibles pour le faible rapport N/P peuvent être la regénération incomplète du nitrate par rapport à celle du phosphate ou des teneurs anormalement faibles en azote dans la matière organique oxydée. La cohérence observée dans les changements relatifs d'oxygène et de substances nutritives de 1971 à 1975 indiquent que les processus de régénération du golfe du Saint-Laurent en eau profonde sont stables sur des périodes de temps prolongées.

Les mesures d'oxygène dissous dans le golfe du Saint-Laurent ont été résumées par Dunbar *et al.* (1980). Les deux principales caractéristiques des distributions de l'O_2 proviennent de ce résumé. D'abord, comme il en a été question ci-dessus, les concentrations d'oxygène dans les eaux profondes diminuent du détroit de Cabot à l'estuaire, atteignant des valeurs minimum de 90 µM. On observe des tendances semblables en eau profonde dans le chenal Esquiman et dans le chenal au nord de l'île d'Anticosti.

Une exception intéressante à cette tendance aux faibles concentrations d'oxygène dissous en eau profonde est l'observation de fortes teneurs en oxygène dans la zone de Mecatina dans le nord-ouest du chenal Esquiman, où une crête isole l'eau profonde du reste du chenal Esquiman. Ce bassin est apparemment rempli d'eau à forte teneur en oxygène, qui entre dans le golfe par le détroit de Belle-Isle. Deuxièmement, on observe un maximum d'oxygène près du fond de la thermocline et au-dessus de la couche intermédiaire froide. Ce maximum provient de l'équilibre avec l'atmosphère à des températures près du point de congélation et est un reste des eaux superficielles des périodes froides de l'hiver.

Bilans des substances nutritives

Un bilan des substances nutritives pour le golfe du Saint-Laurent calculé par Coote et Yeats (1979) est présenté dans la Fig. III.10. Dans ce budget, les apports de substances nutritives du Saint-Laurent et du détroit de Cabot,ainsi que les sorties par le détroit de Cabot, ont été calculés pour les conditions de l'été et de l'hiver établies d'après trois levés de substances nutritives de l'IOB effectués de 1971 à 1973. De plus, on a fait des évaluations des quantités de substances nutritives transportées verticalement entre la surface et les couches profondes. La principale conclusion s'appliquant à ce calcul de bilans est qu'avec le bilan du phosphate en équilibre, il existe une accumulation de $0{,}9 \times 10^6$ t/an de silicate et une perte de $0{,}6 \times 10^6$ t/an de nitrate. Il a été conclu que l'accumulation de silicate est équilibrée par l'élimination de la silice organique biogénique qui passe dans les sédiments du golfe. Le déséquilibre du nitrate est observé surtout dans la couche superficielle et est probablement dû au fait qu'on néglige les transferts d'azote sous forme d'azote organique et d'ammoniac dissous. Steven (1974) a également préparé des évaluations des flux dans le golfe. Il a évalué à $1{,}8 \times 10^6$ t le nitrate et à 4×10^5 t le phosphate transportés chaque année dans le golfe à la hauteur de Pointe-des-Monts. Ces valeurs comptent pour 50 % des apports totaux aux

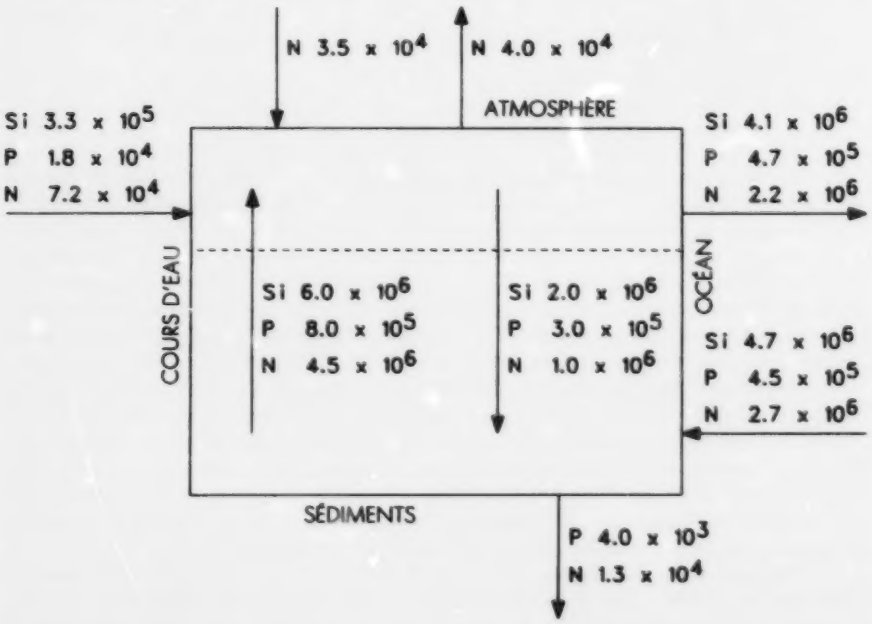


FIG. III.10. Bilan des substances nutritives du golfe du Saint-Laurent (tonnes par année) (tiré de Coote et Yeats, 1979).

eaux de surface de tout le golfe, évalués par Coote et Yeats (1979). À partir des données de Sinclair *et al.* (1976), on peut calculer que les quantités transportées vers la mer dans la couche de surface à une section en face de Rimouski, Québec, sont les suivantes : 3×10^5 t d'azote total, 4×10^4 t de phosphore total et 7×10^5 t de silicate pour la période de cinq mois entre mai et septembre. Ces valeurs sont beaucoup plus faibles que l'évaluation de Steven pour la section de Pointe-des-Monts. Les calculs de Geisman et Ingram (1977) du flux superficiel de nitrate passant par le bassin inférieur de l'estuaire, qui était de 660 mole/s, correspond à $2{,}4 \times 10^4$ t/mois (juin-juillet 1975) ou à environ la moitié de la valeur évaluée, d'après Sinclair *et al.*, surtout parce que Greisman et Ingram ont utilisé une valeur évaluée plus faible du débit d'eau douce. Ces calculs montrent que l'estuaire fournit un pourcentage beaucoup plus faible de la quantité d'ensemble de substances nutritives alimentant les eaux de surface du golfe, par rapport aux prévisions initiales de Steven (1974). Étant donné que Steven supposait, pour son évaluation, que le courant de Gaspé s'étendait sur toute la longueur de l'estuaire, cette diminution n'est pas surprenante.

Les concentrations de silicate dissous dans le Saint-Laurent à la hauteur de Québec ont été mesurées à tous les mois de mai 1974 à juin 1976, dans le cadre d'une étude de deux ans de la chimie du fleuve effectuée par l'IOB. L'échantillonnage mensuel donnait des concentrations de silicate comprises entre 12 et 83 µM. Les concentrations maximum étaient observées en avril et en mai et les concentrations les plus faibles, en août à octobre. Les concentrations mensuelles multipliées par des valeurs de débit mensuel pour la même période donnent un débit annuel moyen de 5×10^5, par rapport à $3{,}3 \times 10^5$ t, selon Coote et Yeats (1979).

Il est évident, à partir des données sur la distribution des substances nutritives dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent qui ont été présentées au début de ce chapitre, que la géochimie des substances nutritives de l'estuaire aura un effet sur les flux de substances nutritives passant par l'estuaire. Bien que le silicate se mélange simplement à l'intérieur de l'estuaire, des diminutions significatives de la concentration de silicate ont été observées entre Québec (emplacement de la plus grande partie des échantillonnages en eau douce) et le début de la couche salée. Si ce comportement, observé lors des deux expéditions de 1974, est général, il en résultera alors une réduction du flux de silicate d'environ 20 %. Les flux du nitrate et du phosphate, par ailleurs, ont augmenté de 30 % à cause de processus survenant dans l'estuaire. Aucun de ces processus estuariens n'aura un impact sérieux sur les flux dans le golfe étant donné que les flux des cours d'eau comptent pour relativement peu par rapport au flux total dans le golfe.

Références

BULLEID, E.R. ET D.M. STEVEN. 1972. Measurements of primary and secondary production in the Gulf of St. Lawrence. Univ. McGill Mar. Sci. Cent. MS Rep. 21 : 111 p.

COOTE, A.R. ET R.S. HILTZ. 1975. Distribution of silicate, nitrate and phosphate in the Gulf St. Lawrence. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-75-14 : 65 p.

COOTE, A.R. ET P.A. YEATS. 1979. Distribution of nutrients in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 122-131.

DUNBAR, M.J., D.C. MACLELLAN, A. FILION, ET D. MOORE. 1980. The biogeographic structure of the Gulf of St. Lawrence. Univ. McGill Mar. Sci. Cent. Ms. Rep. 32 : 142 p.

EL-SABH, M.I. 1975. Transport and currents in the Gulf of St. Lawrence. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. Bi-R-75-9 : 180 p.

1979. The lower St. Lawrence estuary as a physical oceanographic system. Nat. Can. (Que.) 106 : 55-73.

GREISMAN, P. ET G. INGRAM. 1977. Nutrient distribution in the St. Lawrence estuary. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 2117-2123.

INGRAM, R.G. 1979. Water mass modification in the St. Lawrence estuary. Nat. Can. (Que.) 106 : 45-54.

KETCHUM, B.H., R.F. VACCARO ET N. CORWIN. 1958. The annual cycle of phosphorus and nitrogen in New England coastal waters. J. Mar. Res. 17 : 282-301.

LUCAS, J., ET P. CRITCH. 1974. Life in the oceans. Thames and Hudson. Londres, 216 p.

MORRIS, A.W., R.F.C. MANTOURA, A.J. BALE ET R.J.M. HOWLAND. 1978. Very low salinity regions of estuaries : important sites for chemical and biological reactions. Nature (Lond.) 274 : 678-680.

NEU, H.J.A. 1975. Runoff regulation for hydropower and its effect on the ocean environment. Can. J. Civil Eng. 2 : 583-591.

REDFIELD, A.C., B.H. KETCHUM, ET F.A. RICHARDS. 1963. The influence of organics on the composition of seawater, p. 26-77. In M. Hill [ed.] The Sea, Vol 2, Wiley, New York, NY.

SEN GUPTA, R., ET F. KOROLEFF. 1973. A quantitative study of nutrient fractions and a stoichimetric model of the Baltic. Estuarine Coastal Mar. Sci. 1 : 335-360.

SEVIGNY, J.-M., M. SINCLAIR, M.I. EL-SABH, S. POULET, ET A. COOTE. 1979. Summer plankton distributions associated with the physical and nutrient properties of the Northwestern Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can 36 : 187-203.

SINCLAIR, M., M. EL-SABH, ET J.-R. BRINDLE. 1976. Seaward nutrient transport in the lower St. Lawrence Estuary. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 1271-1277.

STEVEN, D.M. 1974. Primary and secondary production in the Gulf of St. Lawrence. McGill Univ. Mar. Sci. Cent. Ms Rep. 26 : 116 p.

STEVEN, D.M., J. ACREMAN, F. AXELSON, M. BRENNAN ET C. SPENCE. 1973. Measurements of primary and secondary production in the Gulf of St Lawrence. Vol. II-IV McGill Univ. Mar. Sci. Centre MS Rep. 23 : 165 p., 24 : 182 p., 25 : 99 p.

SUBRAMANIAN, V., ET B. D'ANGLEJAN. 1976. Water chemistry of the St. Lawrence estuary. J. Hydrol. 29 : 341-354.

SUTCLIFFE, W.H. JR. 1973. Correlations between seasonal river discharge and local landings of American lobster (Homarus americanus) and Atlantic halibut (Hippoglossus hippoglossus) in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 30 : 856-859.

THERRIAULT, J.-C. ET G. LACROIX. 1976. Nutrients, chlorophyll and internal tides in the St. Lawrence estuary. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 2747-2757.

YOUNG, W. 1976. Fluoride to chlorinity ratios in the waters of the St. Lawrence estuary and the Saguenay Fjord. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-76-1 : 12 p.

CHAPITRE IV

Les matières organiques dans le golfe du Saint-Laurent

Roger Pocklington

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut Océanographique de Bedford
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Matières organiques naturelles : généralités

La connaissance de la composition des produits chimiques organiques des eaux du golfe et de leurs changements dans l'espace et dans le temps est présentement limitée à des mesures globales du carbone organique total (COT), du carbone organique particulaire (COP) et du carbone organique dissous (COD), auxquelles viennent s'ajouter certaines mesures de l'azote organique particulaire (AOP), et d'un certain nombre de contaminants organiques. La composition des isotopes stables du carbone organique dans le golfe est examinée dans le chapitre V.

La quantité et la nature chimique de la matière organique particulaire (MOP = COP multiplié par un facteur empirique de 1,7 dérivé du dosage de CHN du plancton mixte; il existe également un facteur semblable obtenu avec les détritus) dans toute étendue d'eau est une considération importante pour calculer les sources alimentaires disponibles pour les organismes ne faisant pas de photosynthèse, y compris les poissons. La production de phytoplancton est la principale source de MOP (Parsons, 1975). Mais les plantes vasculaires et les algues attachées, ainsi que les matières flottantes et transportées par le vent d'origine terrestre, contribuent pour beaucoup aux MOP des mers marginales telles que le golfe. Les matières particulaires ne représentent pas toutes les matières organiques synthétisées par le phytoplancton; on a mis en évidence la libération par des organismes sains de matières organiques dissoutes (MOD) au cours de leur croissance normale et par suite de leur mort. (La contribution directe par les algues à la quantité totale de matières organiques est de l'ordre de 25 % sous forme de production primaire, contre 75 % sous forme de matières organiques particulaires, selon Wafer *et al.*, 1984).

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées pour les MOP et les MOD dans le golfe ont été décrites par MacKinnon (1978), Gershey *et al.* (1979), par Pocklington et Kempe (1983). Des milliers d'échantillons d'eau recueillis à une grande diversité d'emplacements à l'intérieur du golfe ont été analysés pendant plus de deux décennies. Les particules ont été recueillies sur de membranes pré-calcinées à pores de dimensions définies (membrane d'argent de 0,8 µm, Selas Flotronics, Silver Springs, Maryland). Au cours des études de la fraction dissoute, le carbone organique total (COT) est la quantité réellement mesurée par la méthode de MacKinnon (1978), mais si le COP est mesuré indépendamment selon la méthode de Pocklington et Kempe (1983), la concentration réelle de matières dissoutes peut être calculée par différence (COD = COT – COP). Des échantillons de sédiments prélevés en surface ont été analysés par une méthode semblable pour en déterminer le taux de MOS (matières organiques sédimentaires; Pocklington, 1973; Pocklington et Hagell, 1975; Pocklington et Morash, 1979).

Principales caractéristiques de la distribution des matières organiques dans le golfe et dans les zones voisines de l'océan

Les concentrations de COP et d'AOP dans les eaux du golfe sont indiquées dans le tableau IV.1. Si l'on se base sur des critères physiques, les eaux du Golfe peuvent

TABLEAU IV.1. Données mensuelles représentatives pour chaque couche.

Mois	Plage de profondeur (m)	Nombre d'échantillons	COP moyen (plage)	AOP moyen (plage)	moyenne C/N (plage)
			mg/m^3		rapport atomique
Janvier	0-100	69	20 (7- 46)	2,8 (1,3- 6,0)	8,3 (5,0-14,0)
	75-170	22	12 (7- 22)	1,6 (0,9- 3,2)	9,2 (7,1-17,9)
	145-450	33	12 (7- 34)	1,4 (0,6- 3,4)	9,9 (5,7-18,8)
Avril	0- 50	93	147 (24-256)	19,7 (6,6-79,0)	8,7 (6,0-13,1)
	20-200	141	31 (13-533)	3,8 (1,2-62,4)	9,7 (6,1-14,8)
	200-400	65	18 (12- 39)	1,9 (1,2- 3,2)	11,5 (8,8-16,7)
Juin	0- 50	85	65 (23-256)	9,5 (3,2-45,0)	7,6 (6,3-11,6)
	40-200	84	28 (12-277)	3,6 (1,5-26,9)	9,1 (6,7-21,0)
	150-450	29	22 (10- 38)	2,4 (1,3- 4,2)	10,5 (6,9-21,4)
Août	0- 40	97	99 (34-412)	13,3 (5,0-58,6)	8,7 (6,1-15,0)
	20-200	180	21 (13- 51)	2,7 (1,8- 7,9)	8,9 (6,8-10,8)
	200-450	50	20 (13- 33)	2,1 (1,1- 4,5)	11,4 (7,6-19,1)
Novembre	0- 75	22	47 (30- 97)	6,3 (3,9- 8,4)	8,5 (7,0-13,0)
	100-250	12	23 (13- 44)	2,4 (1,2- 5,2)	11,0 (9,1-13,5)

être divisées en trois couches, dont deux sont toujours présentes, soit de la surface à 40-100 m (couche superficielle) et de 150 m au fond (couche profonde). Dans la plupart des mois (voir Chapitre I), ces deux couches persistantes sont séparées par une couche intermédiaire dont la température ne dépasse pas 1,5 °C (couche froide). La couche profonde garde une température constante pendant toute l'année et la couche superficielle se réchauffe en saison, ce qui garde la couche froide (un reste du refroidissement de l'hiver précédent) en sandwich entre les deux. Les eaux de cette couche intermédiaire froide se mélangent avec la couche superficielle au début de l'année suivante. L'enrichissement de la couche superficielle par mélange vertical, par entraînement ou par remontée fournit l'approvisionnement en substances nutritives nécessaire à la production de phytoplancton et maintient les niveaux de production primaires annuels de certaines régions du golfe (p. ex. dans le courant de Gaspé, 385 g $C \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$, Steven 1975) à des valeurs comparables à celles qu'on trouve dans les régions les plus productives ailleurs (p. ex. le banc de George, 375 g $C \cdot m^{-2} \cdot an^{-1}$, Sambrotto *et al.*, 1984).

Des niveaux permanents de production organique primaire sont maintenus dans la plus grande partie du golfe grâce à l'eau de la couche de la sub-surface à forte teneur en matières nutritives qui s'écoule en provenant du détroit de Cabot, suivant l'axe des canaux profonds et se mélangeant à la couche superficielle par remontée (Bugden, 1981) et (ou) par entraînement (Neu, 1982a, b). Ces processus sont particulièrement notables dans la partie supérieure du chenal Laurentien, où le fond remonte rapidement de 350 à 40 m sur une distance de seulement 20 km; ils sont moins apparents au-dessus des hauts-fonds des îles de la Madeleine ou dans le nord du golfe.

La concentration et la composition des matières organiques indiquent des variations pendant l'année (tableau IV.1). Dans la couche superficielle, les concentrations de COP et d'AOP atteignent une valeur maximum au printemps (avril-mai), diminuent au début de l'été (juin-juillet) et augmentent encore vers la fin de l'été (août), sans toutefois atteindre des valeurs aussi élevées que celles du printemps. La composition des MOP est indiquée par le rapport C/N, qui est à sa valeur la plus faible au début de l'été la cause de la production récente de matières organiques à cette époque, mais qui est relativement invariable le reste du temps.

Les concentrations de COP et d'AOP diminuent à l'automne (novembre) et sont à leur valeur la plus faible en hiver (janvier), alors qu'elles atteignent des valeurs qui

ne dépassent pas celles des eaux à l'extérieur du golfe (Pocklington, 1985). Cependant, les concentrations de COP et d'AOP dans le golfe au printemps et en été (avril-août) sont aussi élevées que celles qu'on trouve dans les zones les plus productives des océans du monde, par exemple au large de la côte nord-ouest de l'Afrique au cours des mois d'intense remontée (Pocklington et MacKinnon, 1982).

Dans la couche intermédiaire, on note une augmentation des COP et de l'AOP au début de l'année (entre janvier et avril), mais on ne note pas d'autres changements quantitatifs jusqu'à ce qu'une diminution soit observée vers la fin de l'été. Une diminution du rapport C/N moyen des MOP (entre avril et août) est une conséquence des MOP fraîchement produites qui remplacent celles du cycle annuel précédent (les MOP plus anciennes ont un rapport C/N plus élevé que les plus récentes). Dans la couche profonde, on note, en plus des faibles concentrations de COP et d'AOP au cours de l'hiver, peu de changements tant pour la concentration que pour la composition des MOP pendant toute l'année. Étant donné qu'une bonne partie des eaux profondes proviennent du l'extérieur du golfe, on ne croit pas que ceci reflète des changements à l'intérieur du système.

Le bilan massique des matières organiques (MO) à l'intérieur du système a été calculé étant donné que certains flux d'eau dans certaines sections du golfe (Fig. IV.1) sont connus ou ont été calculés à partir de données disponibles. Dans le détroit de Cabot, la salinité en surface atteint des valeurs annuelles maximum en janvier, en partie à cause de la libération de sel quand la glace est formée et en partie à cause d'une diminution de l'écoulement d'eau douce en hiver. Les caractéristiques principales des déplacements d'eau dans le détroit de Cabot sont un écoulement vers l'extérieur, qui atteint sa force maximum près du Cap Nord, du côté de la Nouvelle-Écosse, et un écoulement vers l'intérieur au large du Cap Ray, du côté de Terre-Neuve. Par cette section, un volume d'eau de faible salinité, équivalent parfois à 20-30 fois l'apport annuel total d'eau douce et équivalent au volume d'eau au-dessus de la plate-forme Scotian, entre le chenal Laurentien et le banc de George, quitte le Golfe chaque année. Pour compenser cette perte, de l'eau de plus forte salinité provenant de l'Atlantique entre par le détroit de Cabot et s'écoule le long des axes des chenaux profonds.

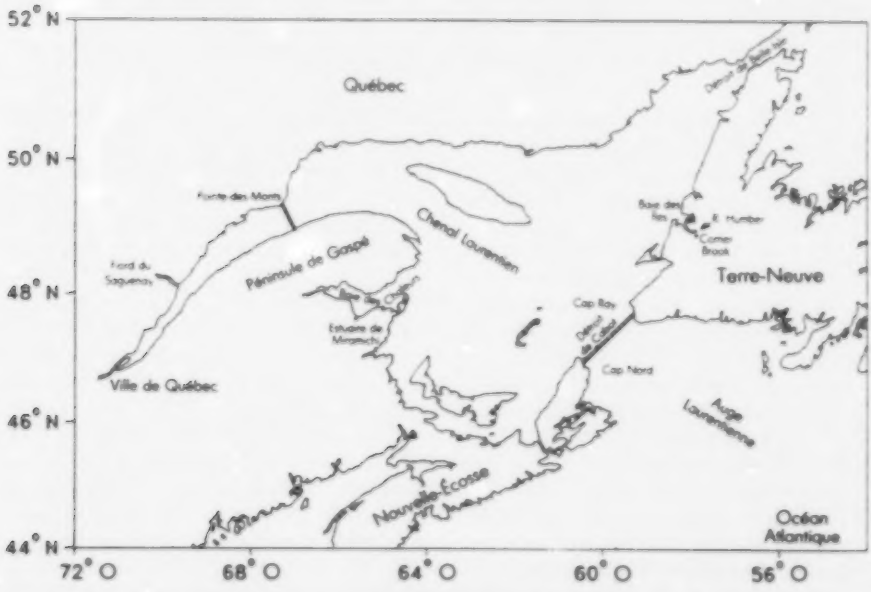


FIG. IV.1. Sections et autres emplacements du Golfe Saint-Laurent mentionnés dans le texte.

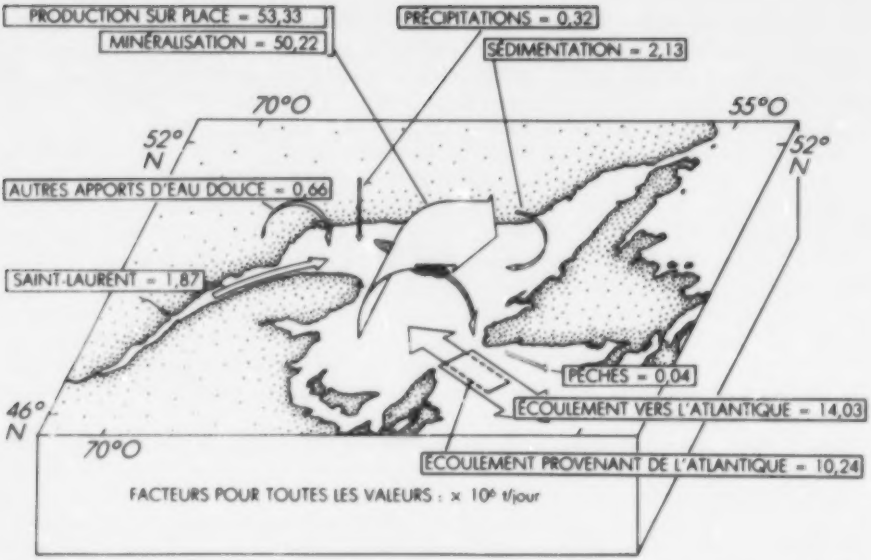


FIG. IV.2. Quantités de matières organiques transportées chaque année dans le golfe du Saint-Laurent (unité : 10^6 t C/an). (Données de Pocklington 1986, mises à jour, avec autorisation).

On a construit un modèle simple de diffusion de type boîte du cycle du carbone à l'intérieur du golfe du Saint-Laurent; celui-ci est présenté dans la fig. IV.2. On utilise comme unité le million de tonnes métriques par année dans cette figure, ainsi que dans l'analyse qui suit. Ce modèle reproduit les flux de carbone organique dissous et particulaire entre le golfe et d'autres réservoirs à une échelle temporelle annuelle, ce qui limite nécessairement la complexité du modèle. Il se peut que ces flux ne soient pas équilibrés chaque année, mais de toute évidence, ils le sont sur une plus longue période.

Apports d'eau douce

La plus importante source d'eau douche du golfe est le fleuve Saint-Laurent. Les données de COT et de MOP recueillies à tous les deux mois à Québec de 1981 à 85 permettent le calcul de la contribution fluviale en MO dans le golfe (Pocklington et Tan, 1987). On a fait un certain nombre de tentatives afin d'évaluer les apports totaux d'eau douce dans le golfe; nous acceptons la valeur de Bugden (1981) de 500 km^3/an. Les précipitations annuelles à ces latitudes sont équilibrées par l'évaporation à l'intérieur de l'écart-type des moyennes annuelles.

Le débit annuel du Saint-Laurent (413 km^3) contient des matières organiques sous forme particulaire (COP, 236-367 × 10^3 t, plage pour 1981-1985) et dissoute (COD, 1,29 — 1,72 × 10^3 kt). La concentration du COP (ainsi que de l'azote organique particulaire) est corrélée linéairement avec le débit (qui augmente au cours de la crue printanière et avec le débit plus important de l'automne), mais la concentration de COD ne présente pas un rapport aussi simple avec le débit. Par conséquent, le carbone organique total (1,66 — 2,00 × 10^3 kt) déversé annuellement par le fleuve est relativement invariable. Il s'agit d'une importante quantité de matières organiques à l'échelle mondiale, plus de trois fois le débit annuel de COT du fleuve Columbia dans l'océan Pacifique (0,59 × 10^3 kt, Dahn *et al.*, 1981) et plus de la moitié de celui du Mississipi dans le golfe du Mexique (3,4 × 10^3 kt, Dahn *et al.*, 1981). Toutefois, il s'agit de moins de 30 % de la production photosynthétique annuelle de l'estuaire du Saint-Laurent, qui est la région la plus productive du golfe du Saint-Laurent (6,6 × 10^3 kt C; Steven, 1975), dans lequel le fleuve s'écoule. L'écoulement brut

TABLEAU IV.2. Masse de quantités transportées par l'estuaire au cours de différents mois de l'année.

Mois	Sortie				Entrée			
	Eau[a] (km^3)	COD (10^3 t)	COP (10^3 t)	AOP (10^3 t)	Eau[a] (km^3)	COD (10^3 t)	COP (10^3 t)	AOP (10^3 t)
Janvier	906	1075	17,4	2,36	839	783	9,8	1,40
Juillet	710	800	36,1	5,53	667	638	17,2	2,47
Novembre	1189	1296	42,6	5,61	1153	1279	39,1	5,03

[a]Les volumes de quantité transportée en juillet et en novembre proviennent des données d'El-Sabh (1975).

de matières organiques de l'estuaire est presque six fois plus grand que l'apport du fleuve et il est équivalent à la production annuelle estimée de carbone organique dans le courant de Gaspé (11×10^3 kt, Steven, 1975). La quantité nette exportée de COT (tableau IV.2) est du même ordre que l'apport du fleuve. Pocklington et Tan (1987) ont conclu que la quantité de matières organiques fournie annuellement par le Saint-Laurent est plus qu'adéquate pour expliquer la sédimentation de matières organiques dans l'estuaire (voir Chapitre V).

Échanges avec l'océan adjacent

La plus forte proportion de MO quittant le golfe est dans l'eau qui s'écoule dans la couche superficielle autour du Cap Nord. Il est possible d'évaluer la quantité de MO passant du golfe à l'océan Atlantique par le détroit de Cabot en calculant les concentrations de MO de façon à tenir compte des transports à l'échelle géostophique (tableau IV.3), ajustés pour satisfaire à la condition d'un transport net moyen de sel

TABLEAU IV.3. Masse des quantités transportées par le détroit de Cabot

Mois	Eau[a] (10^3 km^3)	COD (10^6 t)	COP (10^3 t)	AOP (10^3 t)	C/N (rapport atomatique)
			Sortie		
Février-mars[b]	1,70	1,77	60,0	7,25	9,65
Avril-mai[b]	1,61	1,83	158,5	20,49	9,02
Juin-juillet	1,86	2,13	139,4	19,69	8,26
Août-sept.[b]	2,82	3,26	145,0	19,45	8,69
Oct.[b]-nov.	2,37	2,54	107,4	15,70	7,97
Déc.[b]-janvier	2,12	1,85	53,0	6,75	9,15
Total annuel	12,48	13,37	663,2	89,34	8,66
			Entrée		
Février-mars[b]	1,69	1,42	25,0	3,10	9,40
Avril-mai[b]	1,48	1,32	60,6	7,34	9,63
Juin-juillet	1,78	1,42	66,4	7,51	10,32
Août-sept.[b]	2,73	2,30	94,4	8,32	13,24
Oct.[b]-nov.	2,23	1,89	75,7	9,42	9,37
Déc.[b]-janvier	2,08	1,52	35,7	4,57	9,10
Total annuel	11,99	9,88	357,8	40,26	10,36

[a]Tiré de El-Sabh (1977), données modifiées par Bugden (1981)).
[b]Les valeurs pour ce mois ont été obtenues par interpolation.

nul à travers la section (El-Sabh, 1977). Bien que les calculs d'El-Sabh constituent les données disponibles les plus appropriées pour la construction d'un bilan de ce type, ils supposent que les flux à l'intérieur du détroit de Belle-Isle ne sont pas significatifs. Des travaux très récents remettent en question cette hypothèse (voir Chapitres I et X).

La valeur annuelle brute des quantités de COT transportées vers la mer équivaut au quart de la production locale dans le golfe, calculée par Steven (1975), et à trois fois la contribution à l'Atlantique Nord adjacent de la fixation du carbone organique au-dessus de la plate-forme Scotian ($5,25 \times 10^3$ kt/an) selon des calculs basés sur les données de Fournier *et al.* (1977). Cette quantité est du même ordre que la valeur très incertaine des exportations de MO par l'Amazone (18×10^3 kt C/an, Richey *et al.*, 1980). La nature de la matière organique importée n'est pas la même que celle qui est exportée; le rapport moyen C/N de la matière organique dans les eaux reçues dans le golfe est beaucoup plus fort que celui des eaux s'écoulant vers l'extérieur, ce qui suppose une perte nette de $0,5 \times 10^3$ kt N/an du golfe sous forme de matières organiques. Cette valeur est très proche du déficit de $0,6 \times 10^3$ kt N/an que Coote et Yeats (1979) ont calculé à partir de leur bilan des substances nutritives du golfe (voir Chapitre III).

Échanges avec les sédiments

Les sédiments dans le golfe comportent généralement de faibles teneurs en MO par rapport aux sédiments situés sous d'autres zones de forte productivité organique (Loring et Nota, 1973; Pocklington, 1986). Ceci peut être dû à l'importante zone de milieux à énergie élevée dans lesquels seuls les sédiments à gros grains peuvent se déposer. La concentration des matières organiques dépend fortement de la taille granulométrique des sédiments. Le tableau IV.4 présente la liste des concentrations de COP et d'AOP, ainsi que les rapports atomiques C/N pour différentes classes granulométriques

TABLEAU IV.4. Carbone organique, azote organique et rapport C/N des principaux types de sédiments de différentes zones du golfe du Saint-Laurent (données de Pocklington et Morash, 1979).

	C organique		N organique		C/N	
	Moyenne (mg/g)	Plage	Moyenne (mg/g)	Plage	Moyenne (rapport atomique)	Plage
Bassin supérieur de l'estuaire						
Vrais sables	1,0	0,6- 1,6	0,13	0,11-0,26	8,9	5,4-15,5
Sables pélitiques	7,4	5,8- 8,5	0,73	0,58-1,00	11,9	9,1-15,6
Pélites	18,2	10,3-29,4	1,56	1,00-2,66	13,6	11,9-15,9
Fiord du Saguenay						
Sables	4,2	0,5- 8,0	0,32	0,00-0,63	15,3	7,5-21,2
Pélites	25,7	11,7-37,8	1,42	0,61-1,85	21,1	15,3-42,8
Bassin inférieur de l'estuaire						
Sables	4,1	1,9- 6,3	0,35	0,15-0,83	13,8	12,0-15,9
Pélites	14,8	11,8-19,3	1,36	0,92-1,61	12,7	9,5-16,4
Partie ouverte du golfe[a]						
Sables	7,3	4,5- 8,6	0,76	0,36-1,03	11,2	7,6-14,6
Pélites	13,6	9,9-20,5	1,72	0,76-3,28	9,2	6,1-15,2
À l'extérieur du golfe[b]						
Sables	4,6	1,8- 8,0	0,59	0,18-1,29	9,1	6,0-11,7
Pélites	21,9	12,3-48,1	3,00	1,33-4,54	8,5	6,9-12,4

[a]Au nord de 48°N, à l'ouest de 62°W, à l'exclusion de l'auge de la baie des Chaleurs et du passage de Jacques-Cartier

[b]Chenal Laurentien, à l'extérieur du détroit de Cabot

et différentes zones du golfe. Les concentrations de COP des sables sont comprises entre 0,6 et 8,6 mg/g dans la région. Dans les pélites (c.-à-d. les sédiments dont la taille granulométrique est inférieure à 50 μm), le COP est compris dans la plage 9,9 à 37,8 mg/g. Des concentrations beaucoup plus fortes sont observées localement près du rivage, près de sources de matières organiques. Par exemple, Pocklington (1975) a signalé des valeurs de 180 mg/g dans le port de Corner Brook; Rashid et Reinson (1979) ont signalé des concentrations de COP atteignant jusqu'à 67 mg/g dans l'estuaire de Miramichi. La contribution du COT aux sédiments est de $2{,}13 \times 10^3$ kt/an (fig. IV.2).

Le devenir de la plus grande partie (76 % par différence, voir fig. IV.2) des MO dans le golfe n'est pas l'exportation ou l'enfouissement dans les sédiments, mais la minéralisation et le recyclage sous forme de substances nutritives inorganiques dans la couche supérieure. Ce processus consume l'oxygène des eaux profondes, réduisant les concentrations d'O_2 de moitié entre le détroit de Cabot et l'estuaire ($6{,}72 \times 10^{12}$ moles de O_2 dans tout le Golfe, Coote et Yeats, 1979; voir Chapitre III). N'était une forte circulation verticale (Bugden, 1981), les eaux profondes du golfe deviendraient anoxiques, comme celles de la Baltique, en moins d'un an (Pocklington, 1982). Il s'agit là du système naturel qui interagit avec les matières organiques d'origine anthropique.

Matières organiques anthropiques

Quantitativement, l'apport de composés organiques anthropiques aux eaux du golfe n'est pas significatif, comptant pour moins de 0,005 % de la production annuelle primaire (fig. IV.2). Qualitativement toutefois, celles-ci peuvent inquiéter. Un programme de surveillance de dix ans pour les hydrocarbures (Chapitre IX) a indiqué un déclin des teneurs de fond en résidus de pétrole dissous ou dispersé au cours de la décennie. Ceci est peut-être dû aux mesures de réduction de la pollution qui ont été entreprises au cours des années 1970. Un état d'équilibre a été atteint; ceci suggère que la capacité du golfe à assimiler ses substances anthropiques est maintenant équilibrée par les taux actuels d'apport. Toutefois, il ne faut pas se réjouir trop vite, parce que toute augmentation de cette valeur pourrait facilement renverser cet équilibre, ce qui entraînerait une détérioration de la qualité de l'environnement.

Les hydrocarbures chlorés, les pesticides du groupe du DDT et les BPC, qui sont complètement artificiels, peuvent être mis en rapport direct avec l'activité humaine. Dans les eaux du golfe, le dosage des hydrocarbures chlorés a été fait par Smillie (1976), qui a mesuré leurs concentrations dans l'eau de surface à 14 stations du golfe et du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent. La précision de ses mesures était limitée par les colonnes chromatographiques à garnitures disponibles à l'époque, ainsi que par les faibles teneurs observées (les concentrations de DDE et de DDT étaient toujours inférieures à la limite de détection de la méthode, estimée à 0,2 ng/L); toutefois, les résultats indiquent que les concentrations de BPC (inf. à 2,1 ng/L) sont très faibles par rapport aux concentrations observées dans d'autres régions (p. ex. celles mesurées en μg/L dans la Baltique, Ehrhardt, 1981). Étant donné que les effets toxiques des hydrocarbures chlorés ne sont pas observés jusqu'à ce que ses concentrations atteignent des valeurs se mesurant en μg/L dans l'eau de mer (Ehrhardt, 1981), les concentrations actuelles de BPC et des composés du groupe DDT ne semblent pas constituer un problème important dans le golfe en général, bien qu'il puisse l'être à certains endroits (Couillard, 1982), par exemple dans le lac Saint-Louis et le lac Saint-François, qui s'écoulent dans le golfe par le Saint-Laurent.

Un petit nombre de mesures de pesticides de DDT et de BPC a également été fait dans les sédiments de surface du golfe. Leonard (1977) a signalé des concentrations de BPC atteignant jusqu'à 12 mg/g dans des échantillons de la zone du détroit de Northumberland et de l'estuaire de Miramichi. Les concentrations totales de DDT étaient inférieures à 2 ng/g dans des échantillons du détroit de Northumberland, mais elles atteignaient jusqu'à 38 ng/g à Miramichi. Un certain nombre d'analyses effectuées avant

des opérations de dragage ont également été signalées pour les sédiments dans les ports du golfe (Travers et Wilson, 1977).

On dispose également d'informations limitées concernant les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Martel *et al.* (1986) a dosé les HAP dans les échantillons de sédiments du fiord du Saguenay. Ils ont observé un fort gradient des concentrations totales de HAP de 4,5 µg/g dans les biefs supérieurs du Saguenay à 0,5 µg/g dans le bassin est. Ils attribuent ces fortes concentrations à des déchets provenant des fonderies d'aluminium le long de la rivière Saguenay, et ils ont noté que les teneurs dans les sédiments superficiels les plus récents peuvent être plus faibles (voir aussi Chapitre VIII). Des mesures des HAP dans des moules du golfe ont été signalées par Cossa *et al.* (1983) et Picard-Bérubé *et al.* (1983).

On a démontré que les déchets des usines de pâte et de papiers, qui sont au nombre de 50-100 dans le bassin versant du golfe du Saint-Laurent, sont un bon indicateur général des effets anthropiques sur les étendues d'eau fermées. La lignine, qui est un indicateur non équivoque des matières organiques terrigènes (Pocklington et Roy, 1975), est un polymère aromatique d'unités phénylpropane; ce produit donne un rendement constant de vanilline par oxydation au nitrobenzène (Pocklington et MacGregor, 1973). La lignine compte pour 28 % du poids du bois sec de l'épinette et elle se dégrade principalement en sédiments anoxiques. Pocklington (1976) a examiné les analyses de lignine du golfe; Rashid et Reinson (1979) ont étudié l'importance des déchets d'usines de pâte dans la matière organique des sédiments côtiers de Miramichi. Le tableau IV.5 présente la liste des concentrations de lignine qu'on trouve dans certains milieux représentatifs du golfe. Les concentrations sont plus fortes dans les secteurs recevant des apports relativement directs de déchets d'usines de pâte, comme la partie supérieure du fiord du Saguenay et le port de Corner Brook. Il est à noter que la concentration de lignine dans la rivière Humber est beaucoup plus faible que celle qu'on observe dans le port de Corner Brook, dans lequel elle s'écoule. Cette observation suggère que les fortes concentrations de lignine indiquent la présence de matières organiques fortement concentrées, plutôt que d'être un simple indicateur de matières organiques terrigènes. Des faibles concentrations de lignine sont observées dans les zones un peu plus éloignées des sources de matières organiques, comme l'auge de la baie des Chaleurs et l'estuaire du Saint-Laurent. Les concentrations de lignine dans la partie ouverte du Golfe Saint-Laurent est voisine de zéro.

Dans les sédiments superficiels de l'estuaire de Miramichi, Rashid et Reinson (1979) ont observé une quantité de matières organiques beaucoup plus grande que celle qui

TABLEAU IV.5. Contribution de la lignine aux sédiments provenant du golfe du Saint-Laurent (adapté à partir des données de Pocklington, 1976).

Emplacement	Lignine (mg/g)	Matières organiques[a] (%)	Lignine (en pourcent de MO)
Cours supérieur du Saguenay	4,56	5,54	8,2
	9,04	7,13	12,7
Cours inférieur du Saguenay	0,03	0,64	0,5
Estuaire du Saint-Laurent	0,77	3,61	2,1
Chenal Laurentien (à l'intérieur du golfe)	0	2,60	0
Auge de la baie des Chaleurs	0,71	4,04	1,8
Chenal Esquiman	+[b]	4,83	0
Port de Corner Brook	16,51	17,2	9,6
Rivière Humber	1,46	4,19	3,5
Détroit de Cabot	0	3,62	0
Auge Laurentienne (à l'extérieur du golfe)	0	3,26	0

[a]Le carbone organique est converti en matières organiques à l'aide du facteur empirique 1,887.
[b]Le « + » indique un essai ponctuel positif, sans mesures quantitatives.

était prévue dans un estuaire qui est peu profond et bien mélangé. Des concentrations élevées de carbone organique suivaient la distribution des sédiments à grains fins, même si l'on observait de plus fortes concentrations dans les sédiments de la partie chenal que dans ceux de la partie baie de l'estuaire. Les fortes quantités de matières organiques dans tous les sédiments de l'estuaire et les différences de concentrations entre les sédiments du chenal et de la baie sont les résultats directs du déversement d'effluents d'usines de pâte dans les biefs supérieurs de l'estuaire. La composition isotopique du carbone des sédiments suggère que les matières provenant des terres constituent la principale source de matières organiques dans tout l'estuaire. Les matières organiques marines se retrouvent seulement dans les sédiments près de l'embouchure de l'estuaire. La dispersion des matières organiques est surtout due au transport dans la couche supérieure d'eau douce s'écoulant vers l'extérieur et à la sédimentation dans la colonne d'eau quand l'énergie du transport est réduite. La sédimentation des matières organiques était plus forte dans les zones où le dépôt de sédiments inorganiques à grains fins prévalaient. Dans le fiord du Saguenay, on a retracé les apports de matières lignifiées provenant des usines de pâte et de papiers non seulement longitudinalement le long de l'axe du fiord mais aussi en profondeur à travers la colonne de sédiments, où ils persistent pendant plus d'un siècle (voir le Chapitre VIII).

Références

BUGDEN, G.L. 1981. Salt and heat budgets for the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 : 1153-1167.

COOTE, A.R. ET P.A. YEATS. 1979. Distribution of nutrients in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 122-131.

COSSA, D., M. PICARD-BÉRUBÉ ET J.P. GOUYGOU. 1983. Polynuclear aromatic hydrocarbons in mussels from the Estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31 : 41-47.

COUILLARD, D. 1982. Évaluation des teneurs en composés organochlorés dans le fleuve, l'estuaire et le golfe Saint-Laurent, Canada. Environ. Pollut. (Series B) 3 : 239-270.

DAHM, C.N., S.V. GREGORY ET P.K. PARK. 1981. Organic carbon transport in the Columbia River. Estuarine Coastal Shelf Sci. 13 : 645-658.

EHRHARDT, M. 1981. Organic substances in the Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull. 12 : 210-213.

EL-SABH, M.I. 1975. Transport and currents in the Gulf of St. Lawrence. Rapport de l'Inst. Océanogr. de Bedford. BI-R-75-9 : 180 p.

1977. Oceanographic features, currents, and transport in Cabot Strait. J Fish. Res. Board Can. 34 : 516-528.

FOURNIER, R.O., J. MARRA, R. BOHRER ET M. VANDET. 1977. Plankton dynamics and nutrient enrichment of the Scotian Shelf. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 1004-1018.

GERSHEY, R.M., M.D. MACKINNON, P. J. LEB. WILLIAMS, ET R.M. MOORE. 1979. Comparison of three oxidation methods used for the analysis of the dissolved organic carbon in seawater. Mar. Chem. 7 : 289-306.

LEONARD, J.D. 1977. Organohalogens in coastal sediments from the Maritime provinces, Rap. de l'Inst. Océanogr. de Bedford, Canada, BI-R-77-6 : 12 p.

LORING, D.H., ET D.J.G. NOTA. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 182 : 147 p.

MACKINNON, M.D. 1978. A dry oxidation method for the analysis of the TOC in seawater. Mar. Chem. 7 : 17-37.

MARTEL, L., M. J. GAGNON, R. MASSE, A. LECLERC ET L. TREMBLAY. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments form the Saguenay Fjord, Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37 : 133-140.

NEU, H.J.A. 1982a. Man-made storage of water resources — a liability to the ocean environment? Part I. Mar. Pollut. Bull. 13 : 7-12

1986b. Man-made storage of water resources — a liability to the ocean environment? Part II. Mar. Pollut. Bull. 13 : 44-47.

PARSONS, T.R. 1975. Particulate organic carbon in the sea, p. 365-383. In. J.P. Riley and G. Skirrow [ed.] Chemical Oceanography. Vol. 2, 2nd edition. Academic Press, London.

PICARD-BÉRUBÉ, M., D. COSSA ET J. PIUZE. 1983. Teneurs en benzo-3,4 pyrène chez Mytilus edulis L. de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Mar. Environ. Res. 10 : 63-71

POCKLINGTON, R. 1973. Organic carbon and nitrogen in sediments and particulate matter from the Gulf of St. Lawrence. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-73-8 : 16 p.

1975. Carbon, hydrogen, nitrogen and lignin determinations on sediments from the Gulf of St. Lawrence and adjacent waters. Inst. Océanogr. de Bedford. BI-R-75-6 : 12 p.

1976. Terrigenous organic matter in surface sediments from the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 93-97.

1985a. Organic matter in the Gulf of St. Lawrence in winter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42 : 1556-1561.

1986. The Gulf of St. Lawrence and the Baltic Sea : two different organic systems. Dt. hydrogr. Z. 39 : 65-75.

POCKLINGTON, R. ET G.T. HAGELL. 1975. The quantitative determination of organic carbon. hydrogen and lignin in marine sediments, Inst. Océanogr. de Bedford. Rep. BI-R-75-18 : 16 p.

POCKLINGTON, R. ET S. KEMPE. 1983. A comparison of methods for POC determination in the St. Lawrence River. Mitt. Geol. Palaont. Inst. Univ. Hamburg 55 : 145-151.

POCKLINGTON, R. ET C.D. MACGREGOR. 1973. The determination of lignin in marine sediments and particulate form in seawater. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 3 : 81-93.

POCKLINGTON, R. ET M.D. MACKINNON. 1982. Organic matter in upwelling off Senegal and The Gambia Rapp. P.-V. Reun. Cons. Inst. Explor. Mer 180 : 254-265.

POCKLINGTON, R. ET L. MORASH. 1979. Organic carbon, nitrogen and lignin in sediments from the Gulf of St. Lawrence and adjacent waters. Inst. Oceanogr. de Bedford. BI-R-79-1 : 14 p.

POCKLINGTON. R. ET S. ROY. 1975. Utilisations de composés organiques comme traceurs de matériel d'origine terrestre dans l'océan. Int. Coun. Explor. Sea Hydrography Committee CM 1975/c : 10.

POCKLINGTON, R. ET F.C. TAN. 1987. Seasonal and annual variations in the organic matter contributed by the St. Lawrence River to the Gulf of St. Lawrence. Geochim. Cosmochim. Acta 51 : 2579-2586.

RASHID, M.A. ET G.E. REINSON. 1979. Organic matter in surficial sediments of the Miramichi Estuary. New Brunswick, Canada. Estuarine Coastal Mar. Sci. 8 : 23-36.

RICHEY, J.E., J.T. BROCK, R.J. NAIMAN, R.C. WISSMAR ET R.F. STALLARD. 1980. Organic carbon oxidation and transport in the Amazon River. Science (Wash. D.C.) 207 : 1348-1351.

SAMBROTTO, R.M., J.J. GOERING ET C.P. MCROY. 1984. Large yearly production of phytoplankton in the western Bering Strait. Science (Wash., D.C.) 225 : 1147-1150.

SMILLIE, R.D. 1976. Trace concentrations of organochlorines from waters of the Gulf of St. Lawrence. Rap. de l'Inst. Océanogr. de Bedford. BI-R-76-18 : 6 p.

STEVEN, D.M. 1975. Biological production in the Gulf of St. Lawrence. p. 229-248. In T.W.M. Cameron and L.W. Billingsley [ed.] Energy flow — Its biological dimension. Société Royale du Canada, Ottawa, 319 p.

TRAVERS, I.C. ET R.C. H. WILSON. 1977. PCB's in the Atlantic provinces. Rapport de surveillance du Service de la protection de l'environnement SPE. % AR-77-13 : 75 p.

WAFAR, M., P. LE CORRE ET J.-L. BIRRIEN. 1984. Seasonal changes of dissolved organic matter (C.N.P.) in permanently well-mixed temperate waters. Limnol. Oceanogr. 29 : 1127-1132.

CHAPITRE V

Études sur les isotopes stables dans le golfe du Saint-Laurent

F.C. Tan et P.M. Strain

Division de la chimie marine,
Direction générale des Services physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Terminologie

À l'intention de ceux qui ne sont pas familiers avec ce domaine, on trouvera ci-dessous une courte description des termes et des conventions d'échelles utilisés dans les applications géochimiques de la mesure de la composition en isotopes stables. Les variations naturelles en abondance des isotopes stables rares sont rapportées en différences relatives (δ) portées sur une échelle définie par l'équation :

$$\delta(‰) = 1000 \left(\frac{R_{\text{échant.}}}{R_{\text{étalon}}} - 1 \right)$$

où R désigne le rapport de l'isotope le moins commun (et le plus lourd) à l'isotope le plus commun, c.-à-d. $^{13}C/^{12}C$ et $^{18}O/^{16}O$ dans les études sur le carbone et l'oxygène dont il est question ci-dessous. Pour des raisons analytiques, le rapport isotopique d'un étalon est inclus dans la définition de cette échelle. Les étalons utilisés sont le PDB (une Bélemnite de la formation Pee Dee) pour le carbone et le SMOW (standard mean ocean water) pour l'oxygène dans l'eau. Les mesures correspondantes sont appelées $\delta\,^{13}C_{PDB}$ et $\delta\,^{18}O_{SMOW}$ (les étalons peuvent ne pas être inclus explicitement). Le rapport isotopique des étalons de carbone et d'oxygène se trouve près de la partie supérieure de la plage de valeurs dont il est question ci-dessous. Cela signifie que la plupart des rapports isotopiques dont il est question ici sont négatifs, mais pas tous; c'est pourquoi l'analyse des tendances est source d'autant de confusion. On peut dire d'un rapport isotopique qu'il est supérieur ou plus lourd qu'un autre : les deux termes signifient que la première valeur δ est plus positive que la seconde. Le terme « plus lourd que », applicable au carbone (ou à l'oxygène) d'un échantillon autant qu'au rapport isotopique, tient au fait que le poids atomique moyen de l'élément en question dans certains échantillons qui contiennent davantage de l'isotope lourd est supérieur à ce qu'il est dans les autres échantillons.

Isotopes du carbone organique

Introduction

La composition isotopique du carbone organique trouvé dans le golfe du Saint-Laurent a été décrite dans de nombreuses études. Ainsi, Tan et Strain (1979b) se sont servis du rapport isotopique du carbone organique sédimentaire pour cartographier la distribution de la matière organique d'origine terrestre dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent; Rashid et Reinson (1979) ont fait une étude similaire sur les sédiments de surface dans l'estuaire de la rivière Miramichi; Tan et Strain (1979a) ont présenté un rapport sur la composition isotopique du carbone organique particulaire; Tan et Strain (1983) ont également fait une étude détaillée des sources et des points d'élimination du carbone organique dans l'estuaire du Saint-Laurent; enfin, trois autres rapports ont porté sur la composition isotopique du carbone organique dans l'eau déver-

sée par le fleuve Saint-Laurent (Pocklington et Tan, 1983; Tan, 1988; Pocklington et Tan, 1987). Ces études sont examinées sur une base régionale plutôt que chronologique.

Bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent

La distribution de la matière organique d'origine terrestre dans les sédiments marins et estuariens a été étudiée par de nombreux chercheurs partout dans le monde. Des nombreuses façons utilisées pour retracer la matière organique d'origine terrestre dans le milieu marin, mentionnons l'application des rapports C/N, $^{13}C/^{12}C$, deutérium/hydrogène et $^{15}N/^{14}N$ ainsi que la mesure des concentrations en lignine (Sackett, 1964; Nissenbaum et Kaplan, 1972; Gardner et Menzel, 1974; Nissenbaum, 1974; Pocklington, 1976; Hedges et Parker, 1976). La méthode $^{13}C/^{12}C$ dépend d'un enrichissement général en ^{12}C dans la matière organique d'origine terrestre à comparer à la matière organique d'origine marine (Craig, 1953; Smith et Epstein, 1971; Eichelman *et al.*, 1962; Sackett, 1964; Parker *et al.*, 1972; Newman *et al.*, 1973).

La figure V.1 montre la distribution des rapports isotopiques du carbone organique dans les sédiments de surface de l'estuaire du Saint-Laurent qui ont été déterminés par Tan et Strain (1979b). Au cours de cette étude, la concentration en carbone organique a également été évaluée; la plupart des résultats se situent entre 1 % et 2 % (poids sec). La teneur en carbone organique est étroitement liée à la granulométrie : les concentrations les plus élevées sont associées aux sédiments les plus fins (chapitre VII). Pocklington (1973, 1975) a recueilli davantage de données sur les concentrations en carbone organique dans les sédiments

Le resserrement de la plage des valeurs du $\delta^{13}C$ observées dans le bassin supérieur de l'estuaire résulte du captage des particules en suspension dans la zone de turbidité (chapitre II). Le rapport isotopique moyen du carbone dans les six échantillons préle-

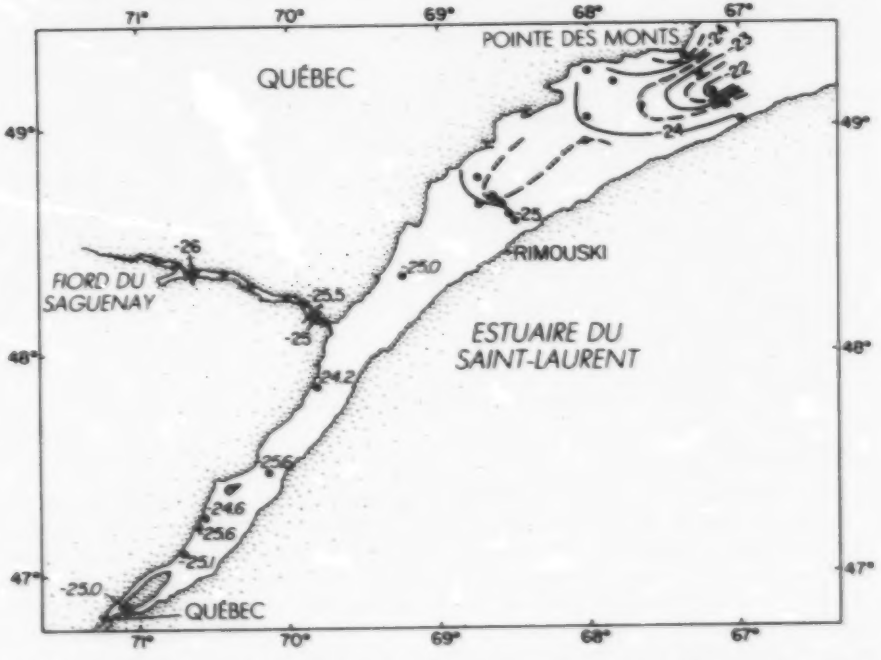


FIG. V.1. Distribution du $\delta^{13}C$ dans le carbone organique des sédiments de surface — estuaire du Saint-Laurent et Fiord du Saguenay (avec l'autorisation de Tan et Strain, 1979b).

vés dans le bassin supérieur de l'estuaire ($-25,0 \pm 0,6$ ‰) ne différait pas de manière significative de la moyenne des trois échantillons prélevés dans le fleuve à 0-70 km en amont de la ville de Québec ($-25,4 \pm 0,2$ ‰).

Compte tenu du resserrement des plages de valeurs et de la similarité des rapports isotopiques moyens dans ces deux régions, Tan et Strain (1979b) sont parvenus à la conclusion que le carbone organique qui sédimente dans le bassin supérieur de l'estuaire est presque entièrement d'origine terrestre. D'après des données sur le rapport C/N établi à partir de 25 échantillons, Pocklington et Leonard (1979) ont remis cette conclusion en cause. Ils ont calculé que la quantité de matériel d'origine terrestre dans les sédiments du bassin supérieur de l'estuaire correspond à 3-50 % du total. Ces deux études présentent de mêmes faiblesses : une caractérisation incomplète de la matière organique transportée par le fleuve dans l'estuaire et l'absence d'un facteur pour tenir compte du fait que le matériel organique transporté par le fleuve peut être un mélange de carbone d'origine terrestre et de carbone produit dans le fleuve.

La résolution de cette controverse est devenue l'un des objectifs d'un programme de surveillance à long terme du débit du Saint-Laurent (Pocklington et Tan, 1983; Pocklington, 1985b; Tan, 1988; Pocklington et Tan, 1987). Des échantillons bimensuels de carbone organique particulaire (COP) dans l'eau du fleuve ont été dosés pendant cinq ans afin que soit mesuré le rapport isotopique du carbone et le rapport C/N (fig. V.2). Cette caractérisation détaillée du carbone contenu dans l'eau du fleuve a permis d'établir que les échantillons sont généralement dominés par du carbone d'origine terrestre sauf durant l'été (juillet à septembre); durant cette saison, l'importante production primaire du fleuve conduit à des rapports isotopiques supérieurs et des rapports C/N inférieurs. Les deux rapports observés dans les matières transportées par le fleuve correspondent bien à la description des sédiments du bassin supérieur de l'estuaire. Pocklington et Tan (1987) ont pris les données accessoires sur la concentration en carbone pour calculer que la sédimentation de seulement un tiers du carbone organique dérivé du fleuve (300 kt/an) pourrait suffire à expliquer toute la sédimentation en matières organiques dans le bassin supérieur de l'estuaire (91 kt/an; voir aussi au chapitre IV). Ils sont parvenus à la conclusion que la matière organique d'origine terrestre domine la fraction enfouie dans les sédiments fins du bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent.

Lors d'une étude portant sur le comportement du carbone dans l'estuaire du Saint-Laurent, Tan et Strain (1983) ont mesuré les rapports isotopiques du carbone dans le carbone organique particulaire total (filtres en argent de 0,8 µm), dans le carbone organique de la fraction planctonique (obtenue lors de traits verticaux avec un filet à plancton de 75 µm), dans le carbone organique sédimentaire et dans le carbone inorganique dissous. La figure V.3 montre la distribution de ces paramètres selon différents secteurs du système du golfe. À noter que les données provenant du profond sous-bassin est du bassin supérieur de l'estuaire sont détachées de celles qui correspondent à la partie peu profonde du bassin.

La caractéristique la plus remarquable des données sur le $\delta^{13}C$ est la remarquable uniformité du rapport isotopique du COP. En effet, dans le bassin supérieur de l'estuaire, l'écart-type correspondant à la distribution est de seulement 0,8 ‰ ($n = 53$). La valeur du $\delta^{13}C$ correspondant au COP dans cette région ($-24,4$ ‰) est identique à celles du COP dans les deux zones contiguës, soit le bassin est et le fleuve. Les échantillons prélevés dans le fleuve lors de cette étude étaient très homogènes ($\sigma = 0,34$ ‰, $n = 12$). Ces rapports isotopiques concordent avec ceux qui ont été observés lors de l'étude précitée de surveillance du fleuve (fig. V.2) à une époque où la production du fleuve contribue beaucoup à la teneur en carbone organique.

L'étroite similitude entre le COP du bassin supérieur de l'estuaire et les matières sous forme de grosses particules captées lors des traits verticaux au filet à plancton ($\delta^{13}C = -24,5$ ‰, $\sigma = 0,9$, $n = 8$) indique que les grosses particules ainsi que le COP sont constitués de matière organique « fraîche ». Sur la foi de ces données, Tan et Strain (1983) sont parvenus à la conclusion que le COP trouvé dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent prenait sans doute origine dans le fleuve. Ils ont

également noté que Cardinal et Bérard-Therriault (1976) ont observé des diatomées principalement d'eau douce en concentration élevée (environ 10^6 org/L) dans le bassin supérieur de l'estuaire en septembre. La seule espèce importante d'eau saumâtre qui ait été identifiée, soit *Skeletonema subsalum*, était l'espèce la plus abondante dans les échantillons prélevés en juillet et en septembre; cela indique que la production dans l'estuaire peut également être une source importante de COP durant cette saison.

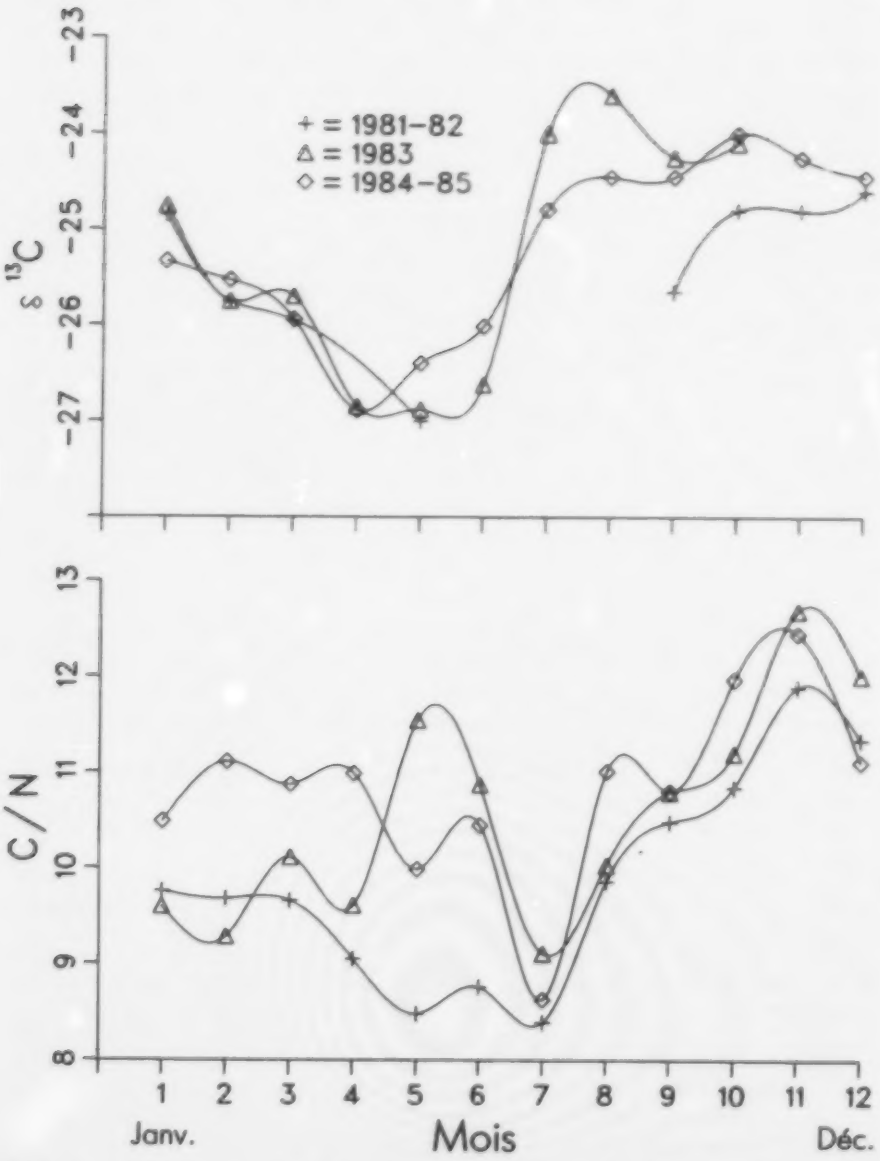


FIG. V.2. Variabilité saisonnière du $\delta^{13}C$ et du rapport C/N dans le carbone organique particulaire échantillonné dans le fleuve Saint-Laurent à hauteur de la ville de Québec. (Adapté avec l'autorisation de Pocklington et Tan, 1987.)

Fiord du Saguenay

Les rapports isotopiques du carbone organique sédimentaire trouvé dans le Fiord du Saguenay ont été rapportés par Tan et Strain (1979b). Les valeurs du $\delta^{13}C$ mesurées dans neuf échantillons prélevés sur l'ensemble du fiord varient entre $-26,4$ et $-24,8$ ‰; la moyenne est de $-25,9$ ‰. L'échantillon ayant la valeur $\delta^{13}C$ la plus élevée ($-24,8$ ‰) a été prélevé dans le bassin est, près de l'embouchure du fiord du Saguenay, soit à la station la plus rapprochée de la source de matières organiques d'origine marine dérivées du très productif bassin inférieur de l'estuaire. Les huit échantillons prélevés dans le bassin intérieur, plus à l'ouest et en amont, sont réunis dans une plage remarquablement étroite de valeurs, soit $-26,4$ à $-25,8$ ‰ (σ = 0,2 ‰); ce résultat est identique à la valeur attendue lorsqu'il s'agit de matières organiques d'origine terrestre. Ici encore, la combinaison des résultats des relevés isotopiques et des relevés du rapport C/N donne un meilleur aperçu des sources de carbone dans les sédiments. Contrairement aux données sur les rapports isotopiques, les données sur le rapport C/N de la matière organique dans les sédiments sont très variables (7,6-43 — Pocklington et Leonard, 1979). Cette large fourchette de valeurs est partiellement attribuable à la présence de carbone organique d'origine marine dans les tronçons inférieurs du Saguenay et partiellement attribuable au fait que la méthode du rapport C/N fait une distinction entre différents types de carbone d'origine terrestre. Les rapports C/N très élevés qui ont été observés à la source du Saguenay résultent de la présence des résidus de pâtes et papiers (chapitre VIII). Des rapports C/N également élevés ont été observés à la source de la Bay of Islands, Terre-Neuve, près d'une grande usine de papier située à Corner Brook. La dominance des débris ligneux dans ces sédiments est confirmée par la détection de lignine en concentration élevée dans ces sédiments (Pocklington, 1976).

Les rapports isotopiques et de C/N montrent qu'il y a peu de carbone organique d'origine marine dans les sédiments du fiord du Saguenay et que ces derniers sont limités au bassin est. Les mesures de productivité primaire permettent de confirmer qu'il y a peu de carbone produit dans la tranche superficielle d'eau du Saguenay. Theriault et Lacroix (1975) rapportent que la biomasse du plancton dans les 10 à 15 premiers m de la colonne d'eau est inférieure dans le fiord à ce qu'elle est dans l'estuaire; ils affirment également que la forte turbidité de l'eau du fiord restreint la zone de productivité primaire à cette couche superficielle d'une minceur inhabituelle.

Bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent

Dans le carbone organique des sédiments de surface du bassin inférieur, on observe des gradients de $\delta^{13}C$ qui sont supérieurs à ceux observés dans les sédiments du bassin supérieur de l'estuaire ou du fiord du Saguenay (fig. V.1). Le $\delta^{13}C$ varie entre $-25,6$ et $-21,8$ ‰; le carbone le plus lourd devient prédominant vers le centre de l'estuaire et vers le golfe. Tan et Strain (1979b) ont attribué l'existence de ces gradients au mélange du carbone d'origine marine, qu'il soit emporté dans le bassin inférieur de l'estuaire avec l'eau salée qui s'écoule dans le chenal Laurentien ou qu'il soit produit sur place, et du carbone d'origine terrestre transporté d'amont en aval jusque dans le bassin inférieur de l'estuaire. Le fait que ce gradient de $\delta^{13}C$ très prononcé dans la section de Pointe des Monts n'existe plus à Rimouski indique que l'influence du carbone d'origine marine se trouve limitée environ à la moitié inférieure du bassin inférieur de l'estuaire. Puisqu'on ne voit pas pourquoi cet afflux de carbone d'origine marine emporté en profondeur avec l'eau du chenal Laurentien serait limité de la sorte, c'est donc que la production primaire dans la couche superficielle sus-jacente est la source la plus probable du carbone d'origine marine.

Les premiers, Tan et Strain (1979a) ont rapporté que le rapport isotopique du COP dans la tranche superficielle d'eau à trois stations situées dans l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent, à la mi-août 1974, était plus lourd que celui observé dans la partie ouverte du golfe. Un échantillonnage plus complet à la fin août 1979 (Tan et Strain, 1983) a permis de confirmer les mesures précédentes, c'est-à-dire que dans la région,

le COP le plus lourd était trouvé dans la tranche superficielle d'eau du bassin inférieur de l'estuaire et du courant de la Gaspésie. La composition isotopique du COP est sensiblement la même dans le fleuve Saint-Laurent, dans le bassin supérieur de l'estuaire ainsi que dans la tranche superficielle d'eau ($z < 50$ m) dans la partie ouverte du golfe du Saint-Laurent, mais elle diffère de manière significative de la moyenne observée dans le bassin inférieur de l'estuaire et dans le courant de la Gaspésie.

La composition isotopique du plancton (fig. V.3) dans le bassin inférieur de l'estuaire prend une allure très semblable à celle observée avec le COP. La similitude des rapports isotopiques du COP et de ceux du plancton constitue un indice à l'effet que la majeure partie du COP est composée de matériel vivant ou qui l'était récemment. Ces valeurs élevées de $\delta^{13}C$ peuvent résulter d'une demande inhabituellement élevée de carbone attribuable à la productivité élevée dans la région. Pareille demande peut résulter en des concentrations élevées de ^{13}C dans le plancton par atténuation du fractionnement entre le carbone inorganique et le carbone organique au cours de la photosynthèse (p. ex., Deuser, 1970). (La mesure des rapports isotopiques du carbone inorganique d'échantillons également prélevés lors de l'expédition 79-024 a montré que les différences isotopiques entre le carbone planctonique et le carbone inorganique sont effectivement inférieures dans le bassin inférieur de l'estuaire et dans la région de la Gaspésie qu'elles ne le sont ailleurs dans le golfe — Tan et Strain, 1983.) Par ailleurs, le remplacement d'une espèce planctonique dominante auquel serait associé un déplacement dans le comportement du fractionnement isotopique (Wong et Sackett, 1978) pourrait également résulter en la concentration du carbone organique lourd. Il faut poursuivre la recherche si on veut élucider cette question. Tan et Strain (1983) sont arrivés à la conclusion que les échanges de COP entre le bassin supérieur et le bassin inférieur de l'estuaire ainsi que la région de la Gaspésie, et le golfe sont un phénomène peu important l'été. Pocklington (1985a) a montré récemment que l'estuaire est une source de carbone organique pour le golfe en hiver.

Golfe du Saint-Laurent

On observe très peu de variations du rapport isotopique du carbone organique contenu dans les sédiments des secteurs offshore du golfe. Exception faite de la région située à l'ouest de la Great Northern Peninsula à Terre-Neuve, la valeur moyenne observée à 13 stations est de $-22{,}4 \pm 0{,}2$ ‰. Ce résultat s'apparente beaucoup à ce qui est observé aux stations du large qui sont situées hors du détroit de Cabot (Tan et Strain, 1979b). Pareille uniformité semble indiquer qu'il existe une importante source constante sur le plan isotopique de matériel qui est issu de la production planctonique. En outre, cette distribution montre qu'il y a peu de carbone organique d'origine terrestre parvenu dans l'estuaire du Saint-Laurent qui atteint la partie ouverte du golfe. Du carbone d'origine terrestre est observé par endroits près de la côte (p. ex., Bay of Islands et Bonne Bay). Rashid et Reinson (1979) rapportent l'existence d'un gradient du carbone d'origine terrestre (−27 ‰) au carbone d'origine marine (−22 ‰) dans l'estuaire de la Miramichi; ce résultat est fortement apparenté à celui obtenu par Tan et Strain (1979b) dans l'estuaire du Saint-Laurent. (Comme ils ont fait leurs travaux avant qu'il fut devenu possible de mesurer directement la composition isotopique des sédiments marins dans la région, Rashid et Reinson ont choisi une valeur inexacte pour le carbone d'origine marine dans leur calcul de la concentration en carbone d'origine terrestre dans la Miramichi.) Du carbone un peu plus léger a également été trouvé au large de la côte ouest de Terre-Neuve. Puisque cette région est comparativement peu productive (chapitre III), il est possible que les apports de matières d'origine terrestre puissent être détectés plus loin au large qu'ailleurs dans la région.

On a quelques données sur la variation des rapports isotopiques du COP en fonction de la profondeur dans le golfe du Saint-Laurent (Tan et Strain, 1979a). Le $\delta^{13}C$ moyen (−26,2 ‰) dans l'eau située en profondeur dans le chenal Laurentien était inférieur à la valeur mesurée dans le COP à la surface (−24,9 ‰) et dans les sédiments (−22,4 ‰). En outre, à cinq des six stations, la concentration et les rapports

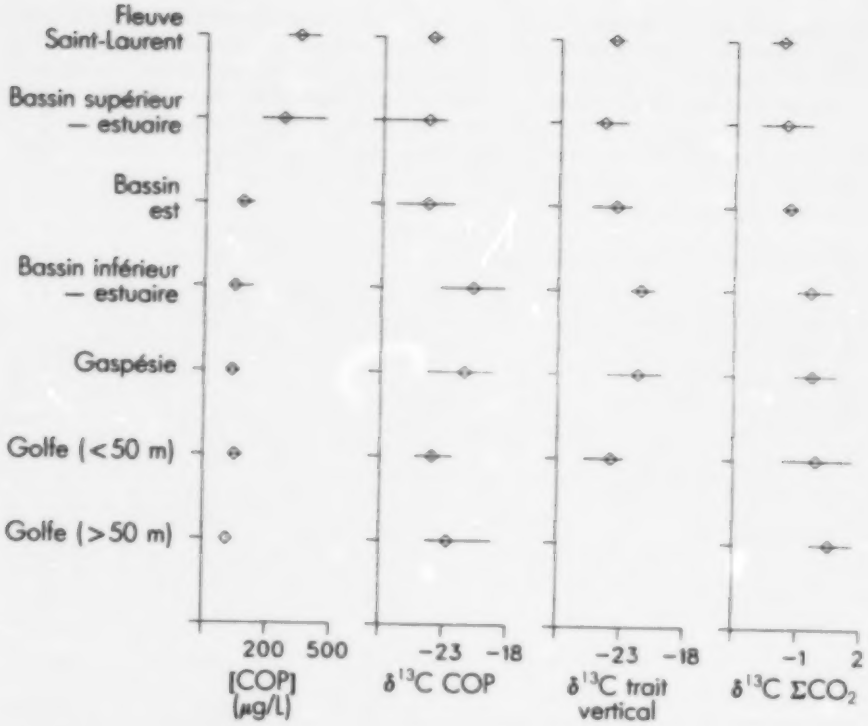


FIG. V.3. Concentration en carbone organique particulaire ([COP]) et $\delta^{13}C$ dans le COP contenu dans le plancton prélevé par un trait vertical avec un filet à plancton et dans le CO_2 dissous total (ΣCO_2); résultats obtenus dans différents secteurs du golfe du Saint-Laurent. Les intervalles d'erreur indiqués correspondent à $\pm$ 1σ de la valeur moyenne. Dans le cas de la [COP], l'intervalle d'erreur est asymétrique à cause de la distribution logarithmique normale de ce paramètre (figure adaptée avec l'autorisation de Tan et Strain, 1983.)

isotopiques du COP d'un échantillon d'eau prélevé sur le fond étaient supérieurs à ceux d'un échantillon pris en profondeur, mais pas sur le fond; cela indiquerait que le premier échantillon aurait été modifié par une remise en suspension. Tan et Strain ont formulé l'hypothèse à l'effet que les débris organiques contenus dans les sédiments ainsi que dans la couche benthique limitrophe sont moins dégradés que le COP trouvé en eau profonde.

Isotopes du carbone inorganique

Introduction

La composition isotopique du carbone inorganique dissous total dans les milieux marins et d'eau douce a été étudiée à cause de son importance dans la détermination de la composition isotopique de la matière organique et à cause de son application à l'étude de différents processus naturels. En milieu côtier, la composition isotopique du carbone inorganique dissous total a été appliquée à ce qui suit : (1) à évaluer dans quelle mesure le carbone organique et le carbone dérivé des carbonates contribuent à la concentration totale en CO_2 dans les eaux profondes, (2) à examiner les transformations du carbone et (3) à étudier le mélange des masses d'eau.

Tan *et al.* (1973) ont décrit en détail les procédures prises pour l'échantillonnage, les extractions et la mesure du $^{13}C/^{12}C$ du CO_2 dissous total dans toutes les études dont il est question ci-dessous. Le terme « carbone inorganique total » ou CO_2 total (ΣCO_2), correspond au CO_2 obtenu par l'extraction acide de toutes les espèces dissoutes du carbonate : H_2CO_3, HCO_3^- et $CO_3^=$. La précision d'ensemble des dosages, déterminée par les dosages répétés de parties aliquotes d'échantillons d'eau de mer, correspond à un écart-type de 0,30 ‰ pour le $\delta^{13}C$ et de 4 % pour la concentration en CO_2 total.

Variation du $\delta^{13}C$ dans les eaux superficielles

La composition isotopique du CO_2 total dans des échantillons pris en surface (1 m) dans le golfe du Saint-Laurent a été déterminée au cours de plusieurs études (Tan et Walton, 1978; Strain et Tan, 1979; Tan et Strain, 1983). Le tableau V.1 donne un liste des variations du $\delta^{13}C$ et de la concentration en CO_2 total rapportées dans ces études. Il importe de considérer les plages de salinité lorsqu'on étudie les entrées de ce tableau; en effet, différents secteurs de la zone de mélange ont été échantillonnés au cours des différentes expéditions (voir à l'annexe). En outre, il y a des variations considérables dans l'eau douce qui alimente le golfe du Saint-Laurent. Le rapport et la concentration isotopiques (− 4,2 ‰, 0,88 mM) du carbone inorganique échantillonné dans le Saint-Laurent lors de l'expédition 76-006 étaient beaucoup plus élevés que ceux mesurés dans le Saguenay au cours de la même expédition (− 10,9 ‰, 0,16 mM). Les résultats supérieurs du fleuve indiquent que les roches carbonatées d'origine marine sont trouvées en plus grande abondance dans le bassin hydrologique des Grands lacs que dans celui du Saguenay; ce dernier est dominé par le bouclier du Précambrien (chapitre I). Le ΣCO_2 produit en partie par la dissolution des roches carbonatées d'origine marine doit avoir une composition isotopique davantage apparentée à celle de ces roches (− 2 à + 2 ‰) que le CO_2 produit principalement par l'oxydation de la matière organique d'origine terrestre qui est très légère sur le plan isotopique (environ − 26 ‰).

Dans la tranche d'eau superficielle de la partie ouverte du golfe l'écart des rapports et des concentrations isotopiques est beaucoup plus étroit (+ 0,5 à + 2,75 ‰ et 1,96 à 2,02 mM) qu'en eau douce. Ces valeurs du $\delta^{13}C$ sont semblables à celles qui ont été mesurées dans la tranche d'eau superficielle des océans centraux (+ 2,2 ‰; Kroopnick, 1974) et à celles mesurées à la station II de la GEOSECS dans l'Atlantique nord (+ 1,9 ‰; Kroopnick *et al.*, 1972). Il y a une raison à cette étroite similitude :

TABLEAU V.1. Rapports et concentrations isotopiques du ΣCO_2 dans le golfe. Les valeurs données correspondent aux échantillons les moins salés et les plus salés qui ont été recueillis au cours de chaque expédition.

Région (expédition)	Saison	Salinité	$\delta^{13}C$ (‰)	ΣCO_2 (mM)
Estuaire inférieur	Avril-mai	23,0	− 1,09	1,70
+ partie ouverte du golfe		31,8	+ 2,75	2,02
(73-012)				
Partie ouverte du golfe	Juillet-août	28,8	+ 1,79	1,85
(74-028)		31,0	+ 2,30	1,96
Bassin supérieur — estuaire	Avril-mai	0,0	− 4,2	0,88
(76-006)		24	− 1,6	1,68
Fiord du Saguenay	Avril-mai	0,4	− 10,9	0,16
(76-006)		18	− 0,4	1,35
Estuaire + golfe	Août	0,0	− 1,8	1,28
(79-024)		30,9	+ 0,5	2,00

le ΣCO_2 dans la partie ouverte du golfe n'est pas influencé par les apports d'eau douce et le ΣCO_2 dans toutes ces eaux superficielles tend à être en équilibre avec le CO_2 atmosphérique.

Il y a intérêt à étudier comment se fait le mélange en milieu estuarien de l'eau douce et de l'eau de mer par l'intermédiaire du rapport $^{13}C/^{12}C$ du CO_2 inorganique dissous total. L'étude de ce comportement nous renseigne sur les processus qui déterminent la distribution du rapport $^{13}C/^{12}C$ dans ce type de milieu. Il est essentiel d'avoir une certaine connaissance du rapport $^{13}C/^{12}C$ et de sa relation avec la salinité et le rapport $^{18}O/^{16}O$ dans les secteurs côtiers modernes pour comprendre et interpréter les résultats isotopiques obtenus à partir des fossiles carbonatés des coquillages qui se sont accumulés dans d'anciens environnements côtiers (Mook, 1971).

Strain et Tan (1979) ont décrit un modèle de mélange applicable aux rapports isotopiques du carbone inorganique dans la tranche d'eau superficielle du fiord du Saguenay et dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent. Puisque le rapport isotopique et la concentration de ΣCO_2 est différent selon qu'il s'agisse d'eau douce ou d'eau marine qui se mélangent dans ces zones, un comportement conservatif conduit à une relation non linéaire du $\delta^{13}C$ en fonction de la salinité. La figure V.4 permet des comparaisons du comportement prévu du $\delta^{13}C$ à partir d'observations obtenues dans le bassin supérieur de l'estuaire et d'observations obtenues dans le fiord. Dans ce dernier, le modèle correspond très bien aux observations, ce qui indique que le rapport isotopique et que la concentration en CO_2 dissous ont un comportement conservatif. Cela signifie que tous les processus impliquant une absorption et une dégagement de CO_2 dans la tranche superficielle d'eau, que ce soit la photosynthèse, l'oxydation de matières organiques et l'échange isotopique avec le CO_2 de l'air, doivent se faire à un taux négligeable par rapport au temps de renouvellement de l'eau en surface du Saguenay.

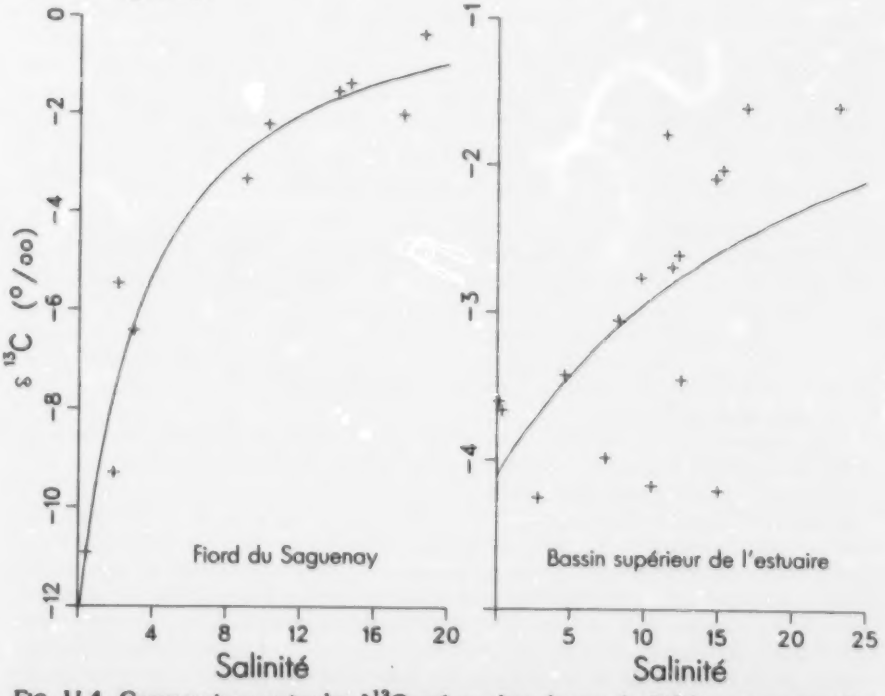


FIG. V.4. Comparaison entre les $\delta^{13}C$ prévus dans le cas du ΣCO_2 par un modèle de mélange conservatif (traits pleins) et les observations (+) dans le fiord du Saguenay et dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent (figure adaptée de Strain et Tan, 1979 avec autorisation).

Dans le bassin supérieur de l'estuaire, la situation diffère considérablement de celle du fiord du Saguenay — le modèle ne permet pas de prévoir le $\delta^{13}C$ à mieux d'environ ± 1,0 ‰. L'écart observé par rapport à un comportement conservatif résulte probablement d'une combinaison de plusieurs facteurs, dont la nature complexe de la circulation dans le bassin supérieur de l'estuaire est probablement le plus important. On peut imaginer beaucoup de processus différents qui font intervenir le CO_2 dissous dans l'établissement de cette circulation. Par exemple, la matière organique en suspension ($\delta^{13}C$ = − 24 ‰) qui est recirculée dans la zone de turbidité (chapitre II) a une probabilité plus grande d'être oxydée que si elle passait seulement une fois dans la zone de mélange, comme c'est le cas dans le fiord du Saguenay. (Les échantillons dont il est question ici ont été prélevés en avril, c'est-à-dire à une époque où les processus *in situ* contribuent le moins au pool de carbone organique.) Cette oxydation aurait pour conséquence d'abaisser la proportion de carbone isotopique et d'augmenter la concentration du CO_2 dissous.

Les mesures isotopiques obtenues dans le fiord du Saguenay et dans le bassin supérieur de l'estuaire ont d'importantes incidences sur l'application des rapports isotopiques du carbone et de l'oxygène dans les carbonates fossiles de coquillages pour l'évaluation des paléotempératures et des paléosalinités dans les régions côtières. Dans ce genre d'étude (p. ex., Mook, 1971), la composition isotopique de l'oxygène dans les carbonates des coquillages fossiles est prise comme un analogue de la salinité (voir ci-dessous). Le rapport $(\delta^{13}C)f(\delta^{18}O)$ est extrapolé aux conditions trouvées en pleine mer afin de permettre la détermination de la température moyenne de croissance de l'organisme. À supposer que le carbone inorganique dans l'ancien estuaire se soit comporté comme il le fait dans le Saguenay actuel, alors la détermination de la température de croissance ne serait précise que si on détenait des résultats permettant de tracer le graphique correspondant au rapport (c.-à-d. la courbe de $(\delta^{13}C)f(S)$ ou $(\delta^{13}C)f(\delta^{18}O)$). Par ailleurs, s'il y avait autant de dispersion dans l'ancien estuaire qu'il y en a dans le bassin supérieur de l'estuaire moderne, alors les températures résultantes seraient entachées d'importantes incertitudes. Dans un cas comme dans l'autre, les erreurs d'appréciation de la température peuvent être importantes : une erreur d'environ 1 ‰ dans la détermination du rapport isotopique se traduit par une erreur d'environ 4 °C.

Variation du $\delta^{13}C$ en fonction de la profondeur

Les variations en fonction de la profondeur du rapport isotopique du ΣCO_2 ont été examinées à un certain nombre de stations précises par Tan et Walton (1978). La figure V.5 montre des profils caractéristiques de $\delta^{13}C$ à deux stations en eaux profondes dans le golfe, au regard des données correspondantes sur la température et l'oxygène dissous. Les valeurs de $\delta^{13}C$ diminuent généralement en fonction de la profondeur et le changement moyen atteint 2,0 ‰. Exception fait de maximums subsuperficiels à certaines stations, mais non en surface, la concentration en oxygène dissous diminue également en fonction de la profondeur.

Les valeurs de $\delta^{13}C$ dans l'eau superficielle sont supérieures à celles mesurées en eaux profondes à cause de l'échange isotopique avec le CO_2 atmosphérique et aussi parce que les processus phytosynthétiques extraient préférentiellement le ^{12}C. À mesure que la profondeur augmente, le $\delta^{13}C$ diminue à cause de la décomposition de la matière organique qui produit du CO_2 appauvri en ^{13}C. Le CO_2 produit lors de la décomposition conduit à une valeur de $\delta^{13}C$ semblable à celle de son précurseur organique qui, nous l'avons noté dans la section précédente, est d'environ 24-26 ‰ inférieur à ce qu'il est dans le carbone inorganique. Ces changements du $\delta^{13}C$ au niveau du réservoir de carbone inorganique se font parallèlement aux changements en fonction de la profondeur qui sont observés dans la concentration des matières nutritives (chapitre III).

En 1974, il a été observé qu'un maximum en teneur d'oxygène n'était pas accompagné par un maximum correspondant du $\delta^{13}C$ du CO_2 total à toutes les stations. À supposer que la photosynthèse soit la cause de ce maximum de teneur en oxygène

durant l'été, alors il aurait fallu trouver un $\delta^{13}C$ maximal correspondant. Cette observation vient confirmer de manière indépendante l'hypothèse formulée par d'Anglejan et Dunbar (1968) à l'effet que la présence de maximums de teneur en oxygène dans le golfe l'été a pour cause un réchauffement saisonnier de la couche mixte formée l'hiver plutôt que la photosynthèse.

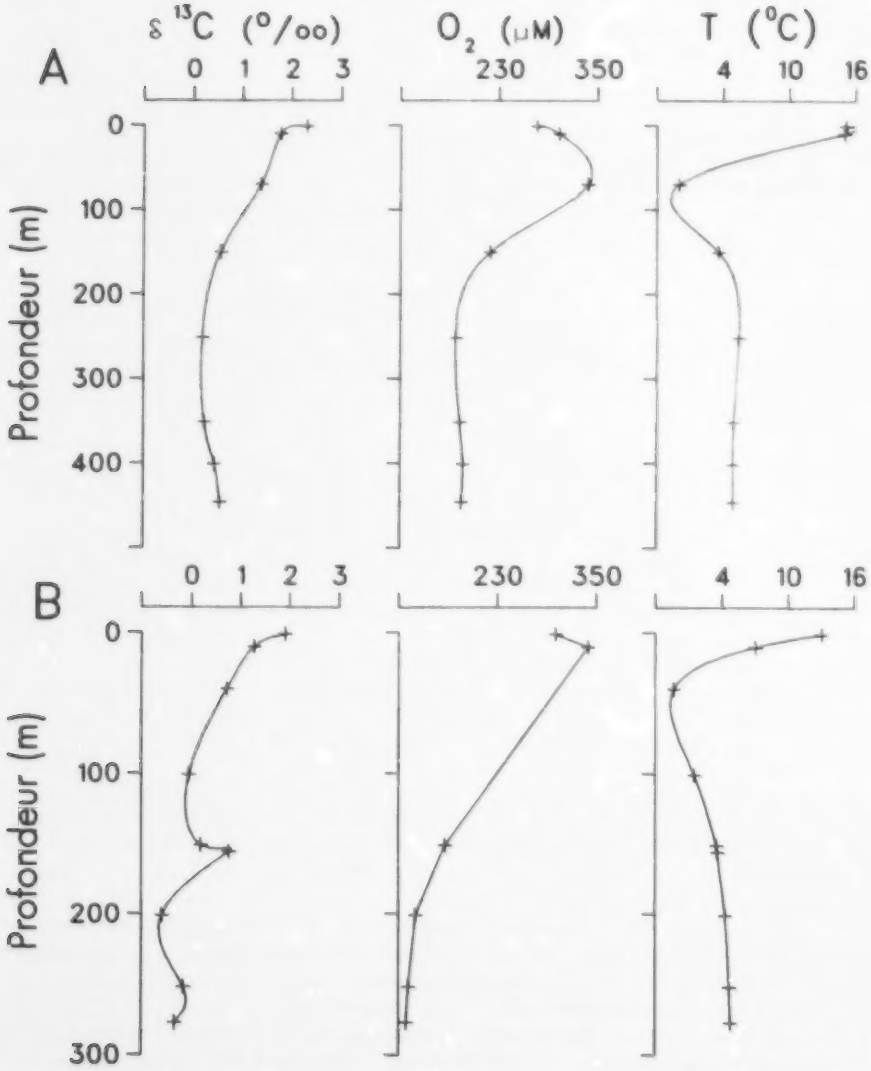


FIG. V.5. Profils verticaux des $\delta^{13}C$ du ΣCO_2, de la conc. en O_2 dissous et de la température à deux stations dans la partie ouverte du golfe du Saint-Laurent. A. Station 23, détroit de Cabot. B. Station 63, Pointe des Monts. (Repris avec l'autorisation de Tan et Walton, 1978).

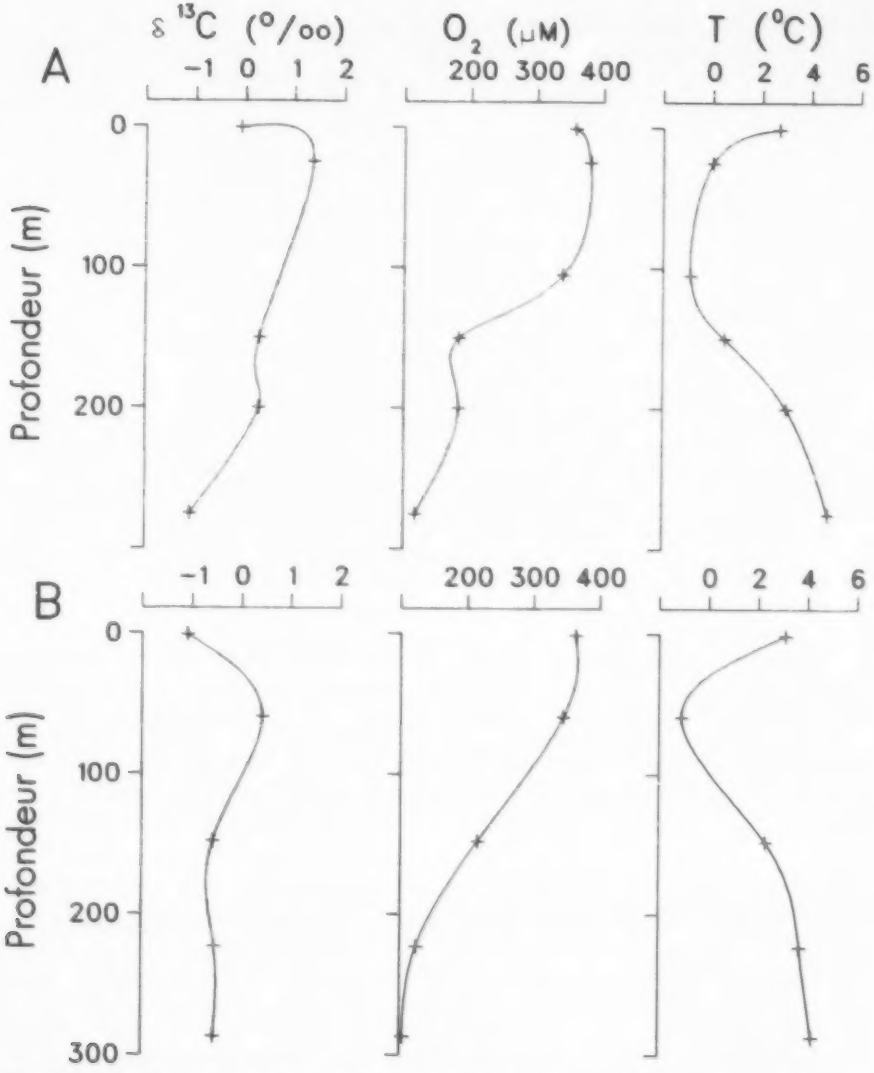


FIG. V.6. Profils verticaux des $\delta^{13}C$ du ΣCO_2, de la conc. en O_2 dissous et de la température à deux stations du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent. A. Station 58, Pointe des Monts. B. Station 71, au large de Rimouski.

On peut se faire une certaine idée de ce qui était en 1973 la variabilité du $\delta^{13}C$ en fonction de la profondeur dans l'estuaire du Saint-Laurent en examinant les résultats des stations 58 et 71 (fig. V.6). Au contraire des stations situées dans le golfe, on observe à ces deux stations que les faibles valeurs de $\delta^{13}C$ sont observées tant en surface qu'en profondeur dans l'estuaire; cela montre l'effet de l'eau douce qui s'écoule par le Saint-Laurent vers le large en surface et celui de la remontée en amont d'eau profonde par le chenal Laurentien.

La rapport isotopique dans le carbone inorganique peut également servir à mesurer la régénération de la matière organique en eaux profondes dans le chenal Laurentien où l'eau est amenée du détroit de Cabot jusqu'à l'embouchure du fiord du Saguenay. Les processus de régénération sont étudiés en détail dans le chapitre III.

Isotopes de l'oxygène

Introduction

Le mélange en estuaire d'eau douce et d'eau de mer a fait l'objet de beaucoup d'attention et donné lieu à beaucoup d'études. Les courbes de salinité et les variations en concentration des substances dissoutes dont on suppose par définition que le comportement est conservatif ont été largement appliquées à l'évaluation du degré de mélange. Il a été proposé que l'application des variations isotopiques de l'oxygène puisse constituer une technique valable de retraçage de ces processus de mélange (Boyle *et al.*, 1974). Cette hypothèse est issue du fait que l'eau de mer est substantiellement enrichie en ^{18}O, par comparaison à l'eau douce d'origine continentale (Epstein et Mayeda, 1953). Ainsi, lorsque deux masses d'eau de salinité et de concentration en ^{18}O différentes se mélangent, le mélange obtenu doit afficher des valeurs intermédiaires en ^{18}O qui sont proportionnelles aux quantités relatives d'eau douce et d'eau salée. En principe, cette méthode offre l'avantage de fournir une mesure directe du mélange des molécules d'eau dans l'estuaire. En pratique, elle a une application limitée par des considérations analytiques; ainsi, la précision analytique des mesures du rapport $^{18}O/^{16}O$ est nettement inférieure à celle des mesures de la salinité (par un facteur d'environ 100 à 1) et, en outre, la mesure des rapports isotopiques prend beaucoup de temps et requiert un équipement coûteux. C'est pourquoi la mesure des isotopes stables est réservée aux cas où il est impossible d'obtenir des résultats par des moyens plus simples.

^{18}O dans les eaux superficielles

Une étude des variations du rapport $^{18}O/^{16}O$ dans l'eau prélevée à certaines stations et à différentes profondeurs dans l'estuaire du Saint-Laurent et dans le fiord du Saguenay a été faite afin de déterminer les possibilités d'appliquer la méthode par la mesure des isotopes de l'oxygène à l'eau du golfe du Saint-Laurent. Le rapport $^{18}O/^{16}O$ de ces échantillons d'eau a été mesuré conformément à la procédure décrite par Epstein et Mayeda (1953); les résultats sont exprimés dans la notation usuelle du $\delta^{18}O$ par rapport à l'étalon de référence internationale (SMOW). Cette technique permet de déterminer la composition isotopique de l'oxygène dans les molécules d'un plan d'eau. La précision analytique d'ensemble déterminée par des dosages répétés sur des parties aliquotes d'échantillons d'eau de mer est de 0,13 ‰.

La figure V.7 montre le graphique des valeurs prises par le $\delta^{18}O$ en fonction de la salinité dans les eaux superficielles de l'estuaire du Saint-Laurent et du fiord du Saguenay. Sur la figure, la ligne correspondant au mélange réunit les deux sources principales d'eau dans l'estuaire, soit l'eau du fleuve dont le $\delta^{18}O$ moyen est de $-10,3$ ‰ et la salinité est de 0, et l'eau profonde et chaude du chenal Laurentien dans le bassin inférieur de l'estuaire dont le $\delta^{18}O$ est de $+0,15$ ‰ et la salinité de 34,6.

La figure V.7 permet d'illustrer beaucoup d'aspects intéressants de la distribution isotopique de l'oxygène. Des échantillons d'eau superficielle pris dans le bassin supérieur de l'estuaire (les *x* correspondant à des salinités inférieures à 15) se trouvent très près de la ligne de mélange. Les échantillons d'eau superficielle provenant du fiord du Saguenay (les triangles) se trouvent très éloignés de cette ligne de mélange. L'extrapolation jusqu'à une salinité de zéro des résultats obtenus avec des échantillons du Saguenay correspond à une valeur du $\delta^{18}O$ pour l'eau douce de $-14,0$ ‰. La différence de composition isotopique entre l'eau douce du Saint-Laurent et celle du Saguenay est attribuable au phénomène bien connu de la diminution de la teneur en ^{18}O des précipitations à mesure qu'on progresse en latitude (voir, p. ex., Hage *et al.*, 1975); en effet, le bassin hydrologique du Saguenay se trouve davantage au nord que la majeure partie du bassin du Saint-Laurent.

Cet écart sur le plan isotopique entre l'eau douce du Saguenay et celle du Saint-Laurent permet de les distinguer l'une de l'autre dans certains secteurs de l'estuaire; il est impossible de faire cette distinction à partir de la salinité seulement. Les stations 35-37 de l'expédition 74-006 correspondent à une section en travers de l'estuaire qui

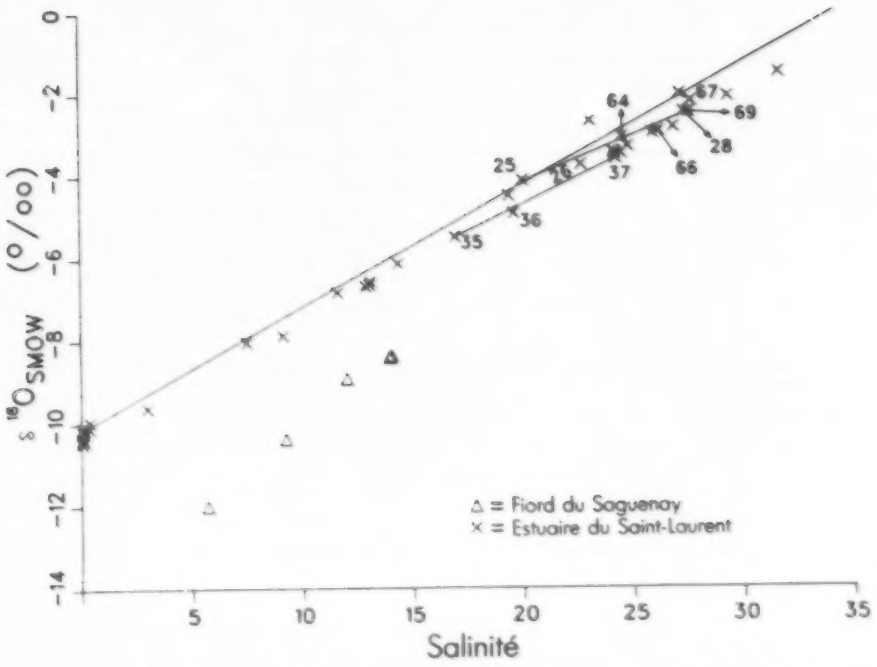


FIG. V.7. Relation du $\delta^{18}O$ à la salinité dans l'eau superficielle de l'estuaire du Saint-Laurent et du fiord du Saguenay. Il est question dans le texte des stations identifiées dans la figure.

se trouve à environ 10 km en amont de l'embouchure du Saguenay. Les eaux superficielles de cette section se trouvent en-dessous de la ligne de mélange de la figure V.7; cela montre nettement l'influence du débit du Saguenay (la présence d'eau du Saguenay jusqu'à 10 km en amont de l'embouchure de cette rivière se situe à l'intérieur de la longueur des déplacements explicables par les marées dans cette partie de l'estuaire — voir chapitre I). Les stations 25-28 correspondent à une autre section en travers de l'estuaire à environ 15 km en aval de l'embouchure du Saguenay (se référer à l'annexe pour les positions exactes de ces stations). Une fois encore, on voit à la figure V.7 que l'eau douce du Saguenay provoque un décalage des points par rapport à la ligne de mélange, notamment à la station 28, du côté nord de l'estuaire.

En principe, il est possible de calculer la quantité d'eau de chaque source (eau douce du Saguenay, eau douce du Saint-Laurent et eau salée du chenal Laurentien) à partir de la position du point sur le diagramme $\delta^{18}O$-salinité. En pratique, ce calcul peut n'être applicable que dans le secteur de l'estuaire qui se trouve à proximité de l'embouchure du Saguenay, c'est-à-dire là où le signal risque le moins d'être « noyé » par le débit supérieur du Saint-Laurent (environ 9 fois celui du Saguenay — voir chapitre I); il faudrait aussi procéder à des déterminations soignées des rapports isotopiques de façon à ce que des problèmes liés à la précision analytique ne faussent pas le résultat final de manière inacceptable.

Des déviations par rapport à la ligne de mélange sont également observées aux stations 64, 66, 67 et 69, plus en aval dans le bassin inférieur de l'estuaire. Ces déviations sont probablement attribuables à l'influence du Saguenay ainsi que d'autres rivières nordiques comme la rivière aux Outardes et la Manicouagan qui déversent leur eau dans la partie inférieure du bassin inférieur de l'estuaire. Avant de calculer l'importance des différentes sources d'eau douce à ces stations, il faudrait mesurer le rapport isotopique de l'eau douce déversée par ces autres rivières. À supposer que ces dernières soient semblables au Saguenay sur le plan de la composition isotopique, alors on pourrait

connaître la contribution relative du Saint-Laurent et des « rivières du nord ». Mais si la composition isotopique de ces autres rivières diffère de manière significative de celle du Saguenay, alors les données de composition isotopique-salinité ne permettraient pas d'obtenir des renseignements clairs sur les sources d'eau douce bien qu'il puisse y avoir certaines possibilités d'appliquer certaines contraintes aux contributions respectives des sources d'eau douce.

Distribution du $\delta^{18}O$ dans le golfe du Saint-Laurent

Nous l'avons vu dans la section précédente, il est possible de caractériser les eaux douces en déterminant la composition isotopique de leur oxygène. De la même manière,

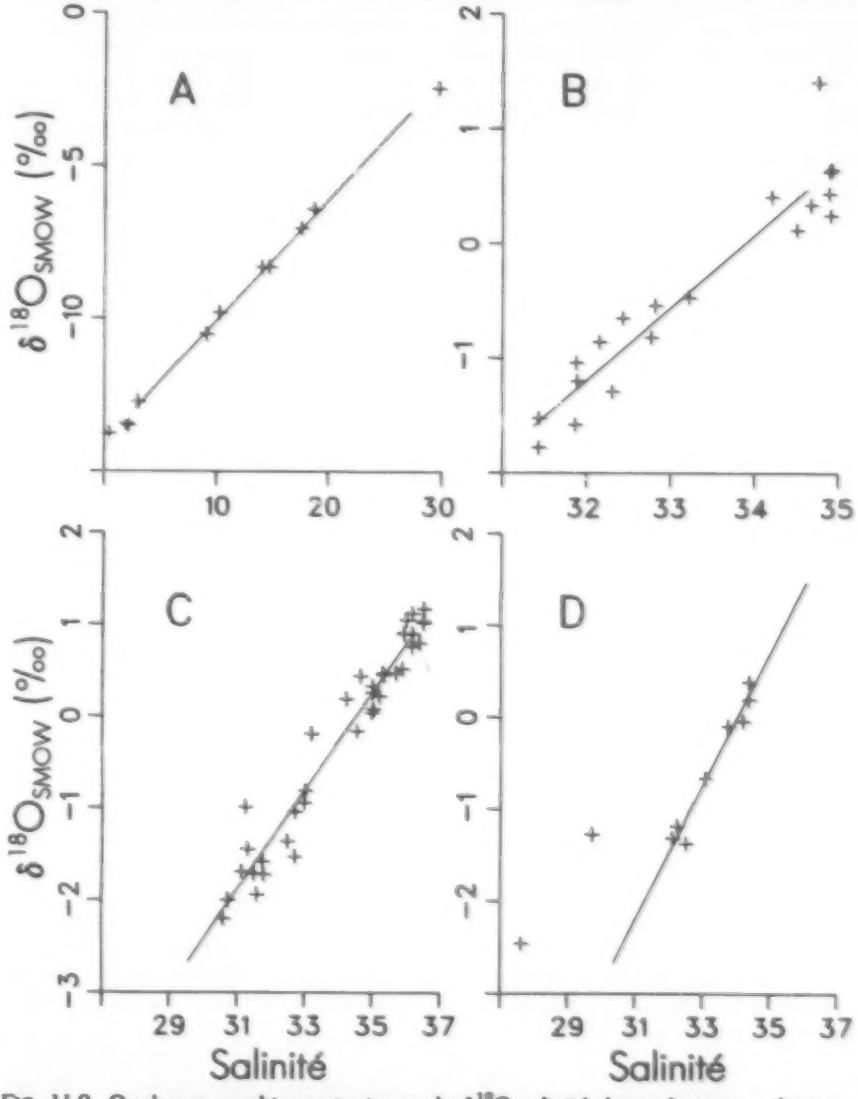


FIG. V.8. Quelques graphiques typiques de $\delta^{18}O$-salinité dans plusieurs milieux — golfe du Saint-Laurent et à proximité. A. Fiord du Saguenay. B. Chenal Laurentien, à l'est du détroit de Cabot. C. Plate-forme Scotian. D. À proximité de l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent.

il est possible de caractériser les eaux qui sont plus salées en déterminant la composition isotopique de l'apparente fraction d'eau douce. La figure V.8 donne plusieurs exemples de graphiques de $\delta^{18}O$-salinité. Le cas le plus simple est présenté à la figure V.8a : 1. le mélange dans le fiord du Saguenay se produit entre deux membres terminaux bien définis : l'eau douce de la rivière Saguenay et l'eau profonde et salée du fiord; 2. des échantillons sont disponibles sur essentiellement l'ensemble de la plage de salinité; on obtient ainsi une évaluation très précise de la composition isotopique de la « fraction » eau douce (c.-à-d. l'eau du Saguenay).

La figure V.8b montre un graphique de $\delta^{18}O$-salinité tracé à partir d'échantillons prélevés dans l'ensemble de la colonne d'eau du chenal Laurentien à l'est du détroit de Cabot (soit l'origine de l'eau profonde dans le golfe). Tous ces échantillons ont une salinité qui se situe à l'intérieur d'une plage étroite, soit 31 à 35; c'est pourquoi l'extrapolation jusqu'à une salinité de zéro est beaucoup moins précise qu'elle ne l'est pour le Saguenay. Le $\delta^{18}O$ de la fraction d'eau douce déterminée par cette extrapolation est de $-20{,}8$ ‰. Ce résultat est typique des eaux profondes trouvées à des latitudes nettement supérieures, dans le nord de la mer du Labrador et dans le détroit de Davis (Tan et Strain, 1980); ce résultat est également caractéristique de la source connue aux latitudes élevées de l'eau subsuperficielle du large.

La figure V.8c montre la relation $\delta^{18}O$-salinité observée à partir d'échantillons prélevés le long d'une coupe en travers de la plate-forme Scotian au sud-est d'Halifax, en octobre 1975. La fraction apparente d'eau douce a un $\delta^{18}O$ de $-18{,}5$ ‰. Cela incite à penser que l'eau de la plate-forme Scotian est composée en partie d'eau douce du chenal Laurentien qui pénètre dans le golfe et de sources locales dans le golfe; cependant, les rapports isotopiques de l'eau douce qu'on aperçoit aux figures V.8b et c ne diffèrent pas de manière significative.

Enfin, la figure V.8d montre des résultats obtenus à une station située à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent. Les points correspondant à une salinité supérieure à 31 (sous l'halocline) sont étroitement ajustés à la courbe de $\delta^{18}O$-salinité alors que les points correspondant à une salinité inférieure à 31 ne sont pas ajustés. Cela montre clairement que les fractions d'eau douce ne sont pas les mêmes en surface et en profondeur à cette station. Cette différence donne lieu à la possibilité d'appliquer les mesures isotopiques de l'oxygène à la description des processus de mélange dans le golfe comme dans l'eau qui s'écoule du golfe sur la plate-forme Scotian. Dans le golfe, il peut être possible de retracer la dilution de l'eau douce locale du nord dans l'eau profonde du golfe en portant sur des cartes la composition isotopique de la fraction d'eau douce mesurée dans les échantillons d'eau superficielle. Puisque le rapport isotopique dans l'eau douce doit être mesuré sur des échantillons qui couvrent une plage très limitée de salinité, la mesure ne serait pas facile à faire. Il serait essentiel de faire preuve du plus grand soin dans le choix des échantillons afin d'obtenir les meilleures mesures isotopiques possible.

La composition isotopique de la fraction d'eau douce dans l'eau qui s'écoule du golfe par le détroit de Cabot tire en partie son intérêt du fait qu'il y a plusieurs études en cours sur la dynamique le long de la côte est de l'Amérique du Nord. Par exemple, Chapman *et al.* (1986) se sont servis des mesures sur les isotopes de l'oxygène pour suivre le mélange d'eau de la plate-forme continentale (dont ils croyaient qu'elle provenait de la plate-forme Scotian) et d'eau du talus dans le golfe médio-atlantique; Fairbanks (1982) a rapporté avoir détecté dans le golfe de New York de l'eau de fonte de la glace de mer provenant du golfe du Saint-Laurent. Il y a présentement une étude en cours sur les rapports isotopiques des fractions d'eau douce dans le golfe du Saint-Laurent et au-dessus de la plate-forme Scotian.

Fractionnement isotopique de l'oxygène entre la glace de mer et l'eau de mer

Weston (1955) a fait une étude théorique du comportement du deutérium lors de la congélation de l'eau. Les résultats obtenus indiquent que, lorsque l'eau gèle en con-

dition d'équilibre, la teneur en deutérium de la glace doit être environ 20 ‰ supérieure à ce qu'elle est dans l'eau liquide. Friedman *et al.* (1964) ont dosé le deutérium dans la glace de mer et dans l'eau de mer sous-jacente, en différents endroits; ils ont trouvé qu'en moyenne, la glace contenait 17 ‰ plus de deutérium que l'eau de mer; ces résultats concordent bien avec les résultats théoriques. Puisqu'il y a environ dix fois moins d' ^{18}O dans l'eau qu'il n'y a de deutérium, on doit s'attendre à ce que la glace contienne environ 2 ‰ plus d'^{18}O que l'eau en train de congeler. O'Neil (1968) a confirmé sur l'eau distillée cet enrichissement de la glace par rapport à l'eau.

Le fractionnement isotopique de l'oxygène entre l'eau de mer et la glace de mer dans les échantillons prélevés en différents endroits du golfe du Saint-Laurent a été étudié par Tan et Fraser (1976). Des échantillons ont été prélevés à la fin de l'hiver 1974 conformément aux procédures décrites dans l'article de Dunbar (1973). La figure V.9 donne l'emplacement des stations. Le tableau V.2 donne les $\delta^{18}O$ trouvés dans l'eau de mer superficielle, dans la glace de mer et dans la neige.

La carotte de glace la plus longue a été prélevée à la station 33 (81 cm). Trois sections de glace de mer, de 0 à 61 cm, étaient essentiellement aussi riches l'une que l'autre en $\delta^{18}O$ (0 à +0,2 ‰). Le $\delta^{18}O$ de l'eau de mer sous-jacente était de −1,9 ‰. Ainsi, la glace de mer se trouvait enrichie en $\delta^{18}O$ d'environ 2,0 ‰. Le rapport isotopique de la section supérieure de la carotte était de −2,1 ‰, soit un résultat inférieur aux trois sections sous-jacentes. Cette réduction est attribuable au mélange de glace de mer « normale » à environ 0 ‰ avec la neige susjacente dont le $\delta^{18}O$ était de −8,7 ‰.

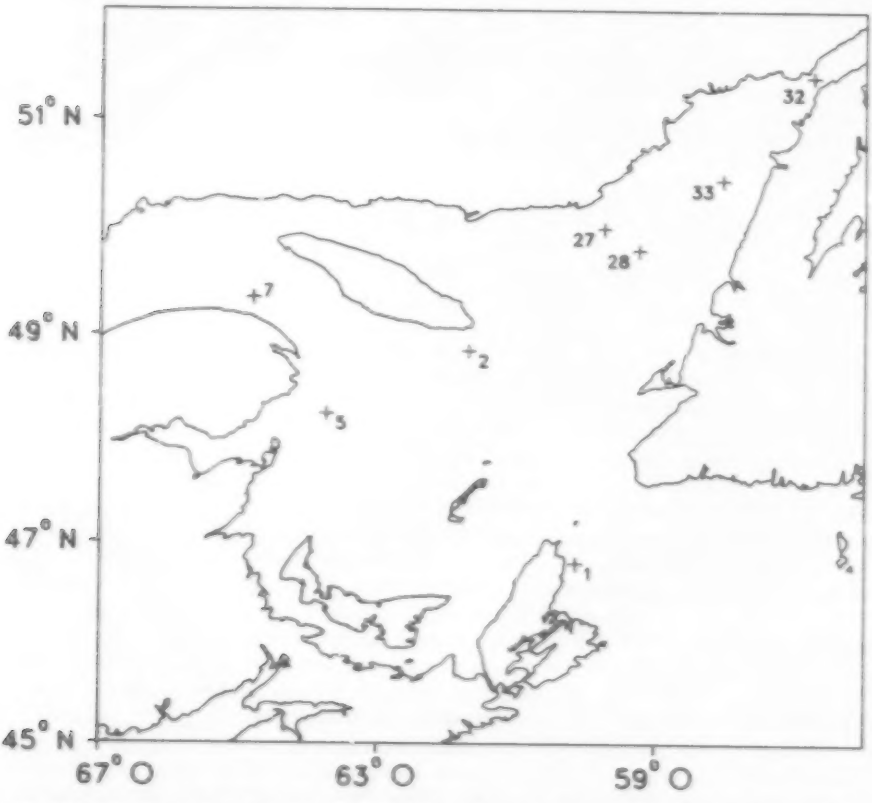


FIG. V.9. Stations de prélèvement des échantillons de glace de mer dans le golfe du Saint-Laurent (repris de Tan et Fraser, 1976).

TABLEAU V.2. Valeurs prises par le $\delta^{18}O$ dans la glace de mer et dans l'eau salée superficielle — golfe du Saint-Laurent. L'emplacement des stations est donné à la figure V.9

Station	Type d'échantillon	$\delta^{18}O_{SMOW}$ (‰)	$\delta_{glace} - \delta_{eau}$ (‰)
27	Carotte de glace (20-41 cm)	− 4,8	
	Carotte de glace (0-20 cm)	− 0,1	
	Eau de mer	− 1,5	1,4
28	Neige	−10,9	
	Carotte de glace (41-61 cm)	− 6,8	
	Carotte de glace (20-41 cm)	− 0,1	
	Carotte de glace (0-20 cm)	+ 0,5	
	Eau de mer	− 1,5	2,0
32	Neige	−18,0	
	Carotte de glace (20-41 cm)	− 8,7	
	Carotte de glace (0-20 cm)	− 0,9	
	Eau de mer	− 1,9	1,0
33	Neige	− 8,7	
	Carotte de glace (61-81 cm)	− 2,1	
	Carotte de glace (41-61 cm)	0,0	
	Carotte de glace (20-41 cm)	+ 0,2	
	Carotte de glace (0-20 cm)	+ 0,1	
	Eau de mer	− 1,9	2,0
1	Glace fondante	+ 0,5	
	Eau de mer	− 1,8	2,3
2	Glace fondante	− 0,2	
	Eau de mer	− 1,5	1,3
5	Glace fondante	+ 0,2	
	Eau de mer	− 1,7	1,9
7	Glace fondante	+ 0,1	
	Eau de mer	− 1,4	1,5

La deuxième carotte de glace la plus longue mesurait 61 cm (station 28). On y observait la même distribution de $\delta^{18}O$. La couverture de neige avait un $\delta^{18}O$ de − 10,9 ‰ et la glace immédiatement en-dessous avait une valeur de − 6,8 ‰. Ici encore, le faible rapport isotopique observé dans la section supérieure de glace est attribuable à l'incorporation de neige dans la glace. Le $\delta^{18}O$ légèrement faible de la section de 20-41 cm (− 0,5 ‰) à cette station peut indiquer qu'un peu de neige, d'eau de fonte de la neige ou de pluie aurait pénétré plus loin dans la glace que ce ne fut le cas à la station 33. Ici encore, l'enrichissement en ^{18}O de la glace de mer par rapport à l'eau de mer, en prenant la section du fond de la carotte comme section représentative d'une glace de mer « non contaminée », était d'environ 2,0 ‰.

Un fractionnement un peu moins étalé a été observé dans les deux autres carottes (1,4 ‰ à la station 27 et 1,0 ‰ à la station 32). Ces floes étaient plus minces que les carottes dont il a été question ci-dessus; c'est ainsi que l'eau des précipitations qui se mélange avec la glace risque d'avantage de pénétrer dans les sections de 0-20 cm. À la station 32, on devait s'attendre à un rapport isotopique plus irrégulier dans la glace de mer à cause du très faible $\delta^{18}O$ de la couverture de neige (− 18,0 ‰).

Le tableau V.2 présente des données sur les carottes de glace, mais aussi les rapports isotopiques de la glace fondante et de l'eau de mer superficielle, ainsi que leurs différences, à quatre autres stations. L'enrichissement isotopique de la glace de mer par rapport à l'eau de mer se tenait entre 1,3 et 2,3 ‰; la moyenne était de 1,8 ‰.

Abstraction faite des résultats de la station 32, cette valeur est la même que la moyenne obtenue à partir des carottes de glace.

Bien que l'épaisseur des sections dans les carottes de glace n'ait pas permis de déterminer avec précision le fractionnement des isotopes entre la glace de mer et l'eau de mer, il demeure que celui qui est observé est tout à fait conforme aux résultats théoriques et aux résultats des expériences avec l'eau distillée (O'Neil, 1968). Au moment de la formation de la glace, la majeure partie du sel contenu dans l'eau de mer reste dans l'eau; Tan et Strain (1980) ont rapporté que la salinité moyenne de 104 échantillons de glace à maturité de première année avaient une salinité moyenne de 6,1. Puisque l'eau douce produite par la fonte de la glace de mer est, sur le plan isotopique, beaucoup plus lourde que la fraction normale d'eau douce dans l'eau de mer à salinité d'environ 30, il est donc possible de distinguer l'eau de fonte de la glace de mer des autres fractions d'eau douce sur un diagramme de $\delta^{18}O$-salinité. Il n'y a pas eu de mesure faite de l'eau de fonte dans le golfe du Saint-Laurent, mais la signature isotopique prévue de cette eau est ce sur quoi Fairbanks (1982) s'est fondé pour rapporter ses détections dans le golfe de New York. L'un des volets de l'étude présentement en cours à l'IOB est précisément d'appliquer les rapports isotopiques à une évaluation de l'importance qu'occupe l'eau de fonte de la glace de mer dans le débit d'eau du golfe.

Références

BOYLE, E.A., R. COLLIER, A.T. DENGLER, J.M. EDMOND, A.C. NG ET R.F. STALLARD. 1974. On the chemical mass-balance in estuaries. Geochim. Cosmochim. Acta 38 : 1719-1728.

CARDINAL, A. ET L. BERARD-THERRIAULT. 1976. Le phytoplancton de l'estuaire moyen du Saint-Laurent en amont de l'Île-aux-Coudres (Québec). Int. Rev. Gesatem Hydrobiol. 61 : 639-648.

CHAPMAN, D.C., J.S. BARTH, R.C. BEARDSLEY ET R.G. FAIRBANKS. 1986. On the continuity of mean flow between the Scotian Shelf and the Middle Atlantic Bight. J. Phys. Oceanogr. 16 : 758-772.

CRAIG, H. 1953. The geochemistry of the stable carbon isotopes. Geochim. Cosmochim. Acta 3 : 53-92.

D'ANGLEJAN, B.F. ET M.J. DUNBAR. 1968. Some observations of oxygen, pH and total alkalinity in the Gulf of St.Lawrence, 1966, 1967, 1968. McGill Univ. Mar. Sci. Cent. Ms. Rep. 7 : 50 p.

DEUSER, W.G. 1970. Isotopic evidence for diminishing supply of available carbon during diatom bloom in the Black Sea. Nature (Lond.) 225 : 1069-1071.

DUNBAR, M.J. 1973. Chlorophyll and nutrient measurements in sea ice, Gulf of St.Lawrence, p. 106-127. *In* Compte rendu de l'Atelier des sciences physiques dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent tenu à l'Université du Québec à Rimouski, 11-12 octobre 1973.

ECKLEMANN, W.R., W.S. BROECKER, D.W. WHITLOCK ET J.R. ALLSUP. 1962. Implications of carbon isotopic composition of total organic carbon of some recent sediments and ancient oils. Am. Assoc. Petr. Geol. Bull. 46 : 699-704.

EPSTEIN, S., ET T. MAYEDA. 1953. Variation of ^{18}O content of waters from natural sources. Geochim. Cosmochim. Acta 4 : 213-224.

FAIRBANKS, R.G. 1982. The origin of continental shelf and slope water in the New York Bight and the Gulf of Maine : Evidence from $H_2{}^{18}O/H_2{}^{16}O$ ratio measurements. J. Geophys. Res. 87 : 5796-5808.

FRIEDMAN, I., A.C. REDFIELD, B. SCHOEN ET J. HARRIS. 1964. The variation of the deuterium content of natural waters in the hydrologic cycle. Rev. Geophys. 2 : 177-224.

GARDNER, W.S. ET D.W. MENZEL. 1974. Phenolic aldehydes as indicators of terrestrially derived organic matter in the sea. Geochim. Cosmochim. Acta 38 : 813-822.

HAGE, K.D., J. GRAY ET J.C. LINTON. 1975. Isotopes in precipitation in northwestern North America. Monthly Weather Rev. 103 : 958-966.

HEDGES, J.I. ET P.L. PARKER. 1976. Land-derived organic matter in surface sediments from the Gulf of Mexico. Geochim. Cosmochim. Acta 40 : 1019-1029.

KROOPNICK, P. 1974. Correlations between ^{13}C and ΣCO_2 in surface waters and atmospheric CO_2. Earth Planet. Sci. Lett. 22 : 397-403.

KROOPNICK, P., R.F. WEISS ET H. CRAIG. 1972. Total CO_2, ^{13}C and dissolved oxygen — ^{18}O at Geosecs II in the North Atlantic. Earth Planet. Sci. Lett. 16 : 103-110.

MOOK, W.G. 1971. Paleotemperatures and chlorinites from stable carbon and oxygen isotopes in shell carbonate. Paleogeography, Paleoclimat. Paleoecol. 9 : 245-263.

NEWMAN, J.W., P.L. PARKER ET E.W. BEHRENS. 1973. Organic carbon isotope ratios in Quaternary cores from the Gulf of Mexico. Geochim. Cosmochim. Acta 37 : 225-238.

NISSENBAUM, A. 1974. Deuterium content of humic acids from marine and non-marine environments. Mar. Chem. 2 : 59-63.

NISSENBAUM, A. ET I.R. KAPLAN. 1972. Chemical and isotopic evidence for the in situ origin of marine humic substances. Limnol. Oceanogr. 17 : 570-582.

O'NEIL, J.R. 1968. Hydrogen and oxygen isotope fractionation between ice and water. J. Phys. Chem. 72 : 3683-3684.

PARKER, P.L., E.W. BEHRENS, J.A. CALDER ET D.J. SHULTZ. 1972. Stable carbon isotope ratio variations in the organic carbon from Gulf of Mexico sediments. Contribution in Marine Science, University of Texas 16 : 139-147.

POCKLINGTON, R. 1973. Organic carbon and nitrogen in sediments and particulate matter from the Gulf of St.Lawrence. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-73-8 : 16 p.

1975. Carbon, hydrogen, nitrogen and lignin determinations on sediments from the Gulf of St.Lawrence and adjacent waters. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-75-6 : 12 p.

1976. Terrigenous organic matter in surface sediments from the Gulf of St.Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 93-97.

1985a. Organic matter in the Gulf of St.Lawrence in winter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42 : 1556-1561.

1985b. The contribution of organic matter by the St.Lawrence River to the Gulf of St.Lawrence, 1981-1983. Mitt. Geol. Palaont. Inst. Univ. Hamburg 58 : 323-329.

POCKLINGTON, R. ET J.D. LEONARD. 1979. Terrigenous organic matter in sediments of the St.Lawrence estuary and the Saguenay Fjord. J. Fish. Res. Board. Can. 36 : 1250-1255.

POCKLINGTON, R. ET F.C. TAN. 1983. Organic carbon transport in the St.Lawrence River. Mitt. Geol.-Palaont. Inst. Univ. Hamburg 55 : 243-251.

1987. Seasonal and annual variations in the organic matter contributed by the St.Lawrence River to the Gulf of St.Lawrence. Geochim. Cosmochim. Acta 51 : 2579-2586.

RASHID, M.A. ET G.E. REINSON. 1979. Organic matter in surficial sediments of the Miramichi Estuary, New Brunswick, Canada. Estuarine Coastal Mar. Sci. 8 : 23-36.

SACKETT, W.M. 1964. The depositional history and isotopic organic carbon composition of marine sediments. Mar. Geol. 2 : 173-185.

SMITH, B.N. ET S. EPSTEIN. 1971. Two categories of $^{13}C/^{12}C$ ratios for higher plants. Plant Physiol. 47 : 380-384.

STRAIN, P.M. ET F.C. TAN. 1979. Carbon and oxygen isotope ratios in the Saguenay Fjord and the St.Lawrence Estuary and their implications for paleoenvironmental studies. Estuarine Coastal Mar. Sci. 8 : 119-126.

TAN, F.C. 1988. Discharge and carbon isotope composition of particulate organic carbon from the St.Lawrence River, Canada. Mitt. Geol. Palaont. Inst. Univ. Hamburg (sous presse).

TAN F.C. ET W.D. FRASER. 1976. Oxygen isotope studies on sea ice in the Gulf of St.Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 33 : 1397-1401.

TAN, F.C. ET P.M. STRAIN. 1979a. Carbon isotope ratios of particulate organic matter in the Gulf of St.Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 678-682.

1979b. Organic carbon isotope ratios in recent sediments in the St.Lawrence Estuary and the Gulf of St.Lawrence. Estuarine Coastal Mar. Sci. 8 : 213-225.

1980. The distribution of sea ice meltwater in the eastern Canadian Arctic. J. Geophy. Res. 85 : 1925-1932.

1983. Sources, sinks and distribution of organic carbon in the St.Lawrence Estuary, Canada. Geochim. Cosmochim. Acta 47 : 125-132.

TAN, F.C. ET A. WALTON. 1978. Stable isotope studies in the Gulf of St.Lawrence, Canada. p. 27-37 In B.W. Robinson [ed.] Stable isotopes in the earth sciences. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research Bull. 220, Wellington, N.Z.

TAN, F.C., G.J. PEARSON ET R.W. WALKER. 1973. Sampling, extraction and $^{13}C/^{12}C$ analysis of total dissolved CO_2 in marine environments. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-73-16 : 17 p.

THERRIAULT, J.-C. ET G. LACROIX. 1975. Penetration of the deep layer of the Saguenay Fjord by surface waters of the St.Lawrence Estuary. J. Fish. Res. Board Can. 32 : 2373-2377.

WESTON, R.E. 1955. Hydrogen isotope fractionation between ice and water. Geochim. Cosmochim. Acta 8 : 281-284.

WONG, W.W. ET W.M. SACKETT. 1978. Fractionation of stable carbon isotopes by marine phytoplankton. Geochim. Cosmochim. Acta 42 : 1809-1815.

CHAPITRE VI

Métaux-traces dans la colonne d'eau

P.A. Yeats

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

On considère généralement que les rivières constituent les principales sources des métaux-traces trouvés dans l'océan. Il y a d'autres sources importantes, comme les retombées atmosphériques et les apports hydrothermaux, mais l'ordre de grandeur des apports de ces origines se prête moins bien à une évaluation et les effets de ces apports sont moins aisément observables que le sont ceux des rivières. Bon nombre de processus géochimiques modifient le transport dans les milieux estuariens et côtiers des métaux apportés par les rivières. Ce sont notamment le dépôt et la remise en suspension de particules métallifères, les réactions de précipitation ou de dissolution et le dégagement diagénétique des métaux dissous contenus dans les sédiments. L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent ont constitué un laboratoire naturel remarquable pour l'étude de bon nombre de ces processus.

Le comportement des métaux en estuaire est influencé par les changements dans la chimie physique de l'eau — salinité, Eh, pH, etc. — qui se produisent lors du mélange de l'eau douce avec l'eau salée, ainsi que par la concentration et le caractère changeants des matières particulaires en suspension (MPS), notamment à proximité des maximums de turbidité en milieu estuarien. Les processus diagénétiques qui ont lieu dans les sédiments vont aussi agir sur la distribution des métaux dans la couche d'eau sus-jacente. Les effets de tous ces processus sont apparents dans la distribution des métaux à l'intérieur de l'estuaire du Saint-Laurent. Peut-être est-ce attribuable à l'importance du débit de ce fleuve à comparer aux rivières qui alimentent la plupart des autres estuaires où des études portant sur les métaux-traces ont été faites, mais les irrégularités temporelles et spatiales ont été moins nuisibles à l'interprétation des résultats de l'estuaire du Saint-Laurent qu'elles ne l'ont été à celle des résultats obtenus dans d'autres estuaires. En outre, les observations faites dans le bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent et dans le courant de la Gaspésie permettent de prolonger l'étude des processus estuariens sur une période et sur une distance nettement supérieures à celles de la plupart des autres estuaires.

Il est plus difficile de décrire les processus géochimiques qui ont lieu dans les secteurs côtiers non estuariens que ceux qui ont lieu dans les estuaires. C'est ainsi que les gradients de concentration en métaux (ou de salinité) sont beaucoup moins accentués sur les plateaux continentaux qu'ils ne le sont dans les estuaires et en outre, le déplacement de l'eau ne s'y trouve pas contraint par la géométrie d'un estuaire. On peut considérer que la majeure partie du golfe du Saint-Laurent est un exemple typique d'un milieu côtier général. Cependant, la configuration géographique du golfe, avec ses détroits assez resserrés qui le font communiquer avec l'Atlantique nord, et son régime de circulation de l'eau, qui est raisonnablement bien connu, simplifient l'étude de certains processus chimiques par comparaison à beaucoup d'autres milieux côtiers.

Dans ce chapitre, les résultats d'analyses sur des échantillons non filtrés seront appelés les métaux totaux alors que ceux obtenus avec des échantillons filtrés seront appelés les métaux dissous. Dans les deux cas, les résultats seront exprimés en µg ou ng/L d'eau. Les métaux particulaires se rapportent aux analyses d'échantillons de MPS; les

résultats seront exprimés en µg/g de MPS. Dans la plupart des cas, les concentrations en métaux totaux et dissous résultent d'analyses par absorption atomique dans un four en graphite d'échantillons concentrés par extraction aux solvants; les concentrations en métaux particulaires sont obtenues par l'analyse de la fraction digestée filtrée, soumise à des analyses par absorption atomique.

Fleuve Saint-Laurent

Ce fleuve constitue la plus importante source unique des métaux-traces trouvés dans le golfe du Saint-Laurent. Yeats et Bewers (1982) ont mesuré tous les mois pendant deux ans la concentration dans l'eau du Saint-Laurent des métaux dissous, des métaux particulaires détritiques (non lessivables) et des métaux particulaires non détritiques (lessivables à l'acide acétique). Beaucoup d'autres chercheurs ont rapporté des lectures instantanées mesurées au cours de leurs études en estuaire (Subramanian et d'Anglejan, 1976; Bewers et Yeats, 1978; Cossa et Poulet, 1978; Gobeil *et al.*, 1981 et 1983; Stoffyn-Egli, 1982; Campbell et Yeats, 1984). Le tableau VI.1 donne un résumé de ces mesures. Serodes et Roy (1983) ont mesuré la concentration en radionucléides dans le fleuve.

L'étude par séries chronologiques de Yeats et Bewers (1982) a permis de calculer la concentration moyenne en Al, en Mn, en Fe, en Co, en Ni, en Cu, en Zn et en Cd particulaires totaux ou dissous et de mesurer la variabilité par tranches mensuelles. À partir de ces données, il est impossible de connaître la variabilité à plus court terme. Subramanian et d'Anglejan (1976) ont mesuré la concentration en juillet-août 1974 du Mn, du Fe, du Co, du Ni et du Zn dissous. La concentration en Fe qu'ils ont observée concordait bien avec les résultats de Yeats et Bewers pour les mêmes mois de 1974, mais la concentration en Mn, en Ni et en Zn est deux à quatre fois supérieure à celle rapportée par Yeats et Bewers (1982) et celle du Co est environ 70 fois. Ces écarts

TABLEAU VI.1. Concentration des métaux-traces dans le fleuve Saint-Laurent.

Métal	Dissous µg/L	Référence[a]	Particules µg/g	Référence[a]
Li	2,0 (août)[b]	5		
Al	64	7	51000 (mai)	3
			73000	7
Cr	0,7 (sept.)	1		
Mn	6,2	7	1250 (mai)	3
	14 (juill./août)	6	1808 (sept.)	2
			1150	7
Fe	56	7	46000 (mai)	3
	60 (juill./août)	6	53000	7
Co	0,16	7	3,8[c]	7
	6,5-8,5 (juill./août)	6		
Ni	1,5	7	26[c]	7
	3,2-6,9 (juill./août)	6		
Cu	2,5	7	71[c]	7
Zn	8,6	7	403 (sept.)	2
	29,2-32,5 (juill./août)	6	305[c]	7
Cd	0,11	7	1,8 (sept.)	2
			2,8[c]	7
Hg	< 0,003 (juin)	4		
Pb			96 (sept.)	2

[a]Références : 1) Campbell et Yeats, 1984; 2) Cossa et Poulet, 1978; 3) Gobeil *et al.*, 1981; 4) Gobeil *et al.*, 1983; 5) Stoffyn-Egli, 1982; 6) Subramanian et d'Anglejan, 1976; 7) Yeats et Bewers, 1982.

[b]Mois du prélèvement de l'échantillon. Les données de Yeats et Bewers (référence 7) sont des moyennes annuelles.

[c]Fraction non détritique

sont probablement le résultat de limitations attribuables aux méthodes d'absorption atomique au spectromètre de flamme appliquées par Subramanian et d'Anglejan ou encore à la contamination lors des prélèvements, des filtrations ou des dosages.

Cossa et Poulet (1978), Gobeil *et al.* (1981) et Yeats et Bewers (1982) ont mesuré la teneur en métaux des MPS dans le fleuve (tableau VI.1). Les données de ces trois sources sur le Fe, le Mn, le Zn et le Cd particulaires sont en bon accord et donnent du poids aux différentes mesures. La concentration en Al, en Si, en Ca et en Mg particulaires obtenue par Gobeil *et al.* est quelque peu inférieure à la concentration moyenne rapportée par Yeats et Bewers (1982). Ces derniers n'ont pas étudié la variabilité saisonnière des principaux constituants des MPS; il se peut donc que l'écart soit attribuable à celle-ci.

Ces résultats mènent à deux grandes conclusions : en général, la concentration en métaux particulaires et dissous est inférieure à celle observée dans beaucoup d'autres cours d'eau; la variabilité d'un mois à l'autre est également très atténuée. Cependant, on doit veiller à faire la distinction entre les anciennes mesures de métaux-traces dans les cours d'eau et les mesures modernes, obtenues à partir de techniques « propres » modernes. Comparées à ces dernières, les concentrations observées dans le Saint-Laurent sont intermédiaires. Un certain nombre de cours d'eau contiennent beaucoup de ces métaux en moindre concentration, notamment le Ni et le Cd (p. ex., le fleuve Amazone, Boyle *et al.*, 1982; le Gota, Danielsson *et al.*, 1983) ainsi que le Zn (Shiller et Boyle, 1985); mais d'autres cours d'eau comme la rivière Hudson (Klinkhammer et Bender, 1981) ainsi que le Rhin (Duinker et Nolting, 1978) contiennent des métaux en concentration nettement supérieure. À l'exception de l'Al, du Fe, du Mn et du Zn particulaires dont les variations en concentration sont en fonction du débit des cours d'eau, la variabilité observée de la concentration en métaux dissous ou particulaires, que ce soit en $\mu g/g$ de MPS, n'est pas une fonction simple du débit d'eau ou de la charge en suspension.

Bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent

Subramanian et d'Anglejan (1976) ont été les premiers à étudier la distribution des métaux-traces dans l'estuaire du Saint-Laurent; ils ont présenté des graphiques du Fe et du Mn dissous en fonction de la salinité dans l'estuaire, à partir des résultats obtenus lors d'un relevé effectué en juillet-août 1974. Le graphique de la concentration du Mn en fonction de la salinité est essentiellement une droite; cela indique un mélange conservatif de l'eau du fleuve et de l'eau salée du bassin inférieur de l'estuaire. La représentation graphique de la concentration du Fe en fonction de la salinité prend distinctement l'allure d'une courbe; cela indique l'élimination de fer dissous dans l'estuaire. La forme de cette courbe pourrait laisser penser que l'enlèvement du Fe est le plus intense à une salinité d'environ 17 dans la région d'un important front de turbidité (d'Anglejan et Ingram, 1976). Le tableau VI.2 donne un aperçu du comportement des métaux dans l'estuaire tel que décrit par Subramanian et d'Anglejan ainsi que d'autres chercheurs dont les études ont été décrites dans la présente section.

D'autres chercheurs sont venus étudier la distribution des métaux-traces dans l'eau (Bewers et Yeats, 1978) ainsi que dans les particules (Cossa et Poulet, 1978; Gobeil *et al.*, 1981). À partir d'un échantillonnage fait en mai 1974, Bewers et Yeats ont calculé l'allure des concentrations en Mn dissous (Mn_d); les résultats concordent avec ceux de Subramanian et d'Anglejan (1976). Une fois encore, on observe un rapport plus ou moins linéaire entre le Mn_d et la salinité. La dispersion des résultats des deux études peut masquer une certaine non-linéarité, mais toute déviation serait beaucoup plus petite que celles observées dans le cas du Fe. La distribution du Fe rapportée par Bewers et Yeats (1978) correspond à une extraction générale non linéaire du Fe, exception faite de la région de Pointe aux Orignaux-Cap aux Oies. À cet endroit, à proximité du front de turbidité (chapitre II), la concentration en Fe_d est anormalement élevée. Cette anomalie est repérée dans beaucoup trop d'échantillons pour qu'on puisse simplement l'écarter en supposant des problèmes d'ordre analytique; ce phénomène

TABLEAU VI.2. Aperçu de la distribution des métaux dans le bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent

Métal	Total	Dissous	Particulaire
Mn	maximum dans la zone de turbidité[1]	conservatif[1,8]	minimum dans la zone de turbidité[4]; maximum dans le fleuve, diminution progressive dans l'estuaire[3]
Fe	maximum dans la zone de turbidité[1]	perte[1,8]	minimum dans la zone de turbidité[4]
Co, Ni, Cu	maximum dans la zone de turbidité[1]	conservatif[1]	
Zn	perte[1]		maximum dans le fleuve, diminution progressive dans l'estuaire[3]
Cd, Pb			maximum dans le fleuve, diminution progressive dans l'estuaire[3]
Li		conservatif[7]	
Cr		perte[2]	
Hg	maximum dans la zone de turbidité[5]	constant[5]	
Se		Se^{IV} extrait à faible salinité[9] Se inorganique conservatif[9] Se organique constant[9]	
^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{226}Ra, ^{228}Th ^{7}Be, ^{106}Ru	maximum dans la zone de turbidité[6] concentration en baisse avec l'augm. de la salinité[6]		
^{235}U	maximum au milieu de l'estuaire[6]		

[a]Références : 1) Bewers et Yeats, 1978; 2) Campbell et Yeats, 1984; 3) Cossa et Poulet, 1978; 4) Gobeil *et al.*, 1981; 5) Gobeil *et al.*, 1983; 6) Serodes et Roy, 1983; 7) Stoffyn-Egli, 1982; 8) Subramanian et d'Anglejan, 1976; 9) Takayanagi et Cossa, 1985.

reste inexpliqué. Dans les échantillons non filtrés, la concentration en Fe n'est pas élevée. Les graphiques de concentration du Co, du Ni et du Cu dissous en fonction de la salinité sont tous quasi-linéaires.

La distribution du Mn, du Fe et du Co totaux (Bewers et Yeats, 1978) est essentiellement calquée sur celle des MPS. Il n'y a pas là de quoi s'étonner puisque la fraction sous forme particulaire correspond à bien plus de la moitié de la concentration totale en ces métaux. Bien qu'elle ait des caractéristiques communes avec la précédente, la distribution du nickel, du cuivre et du zinc totaux offre toutefois moins d'analogies avec la distribution des MPS : cela est à prévoir avec des métaux dont la fraction dissoute est plus importante.

Les estimations du flux de métaux dont il est question dans cet article (Bewers et Yeats, 1978) montrent que, bien qu'il n'y ait essentiellement pas d'extraction nette des MPS contenues dans la colonne d'eau à l'intérieur du bassin supérieur de l'estuaire, 11 % des apports de fer particulaire, 38 % des apports de manganèse particulaire (Mn_p) et 41 % du cobalt particulaire (Co_p) sont extraits de la colonne d'eau; elles montrent aussi que le flux de Mn_d se trouve augmenté de 15 %. Ce dernier point explique en partie la perte de Mn_p. Les flux de cuivre, de zinc et de cadmium totaux ainsi que de Co et de Fe dissous sont réduits de 5-44 %, mais le flux total de nickel hors du bassin supérieur de l'estuaire est en excès des apports par 13 %. Ces flux signifieraient qu'il y a accumulation de métaux (à l'exception du Ni) dans les sédiments

du bassin supérieur de l'estuaire, mais celle-ci ne se produit pas nécessairement à d'autres périodes de l'année.

La distribution du manganèse et du fer particulaires dans l'estuaire a été décrite par Gobeil *et al.* (1981) à partir de relevés faits en mai et en novembre 1976 (y compris à des stations marégraphiques). Ces chercheurs ont observé une concentration élevée de Mn_p et de Fe_p (d'après les rapports Mn/Al) dans les MPS du fleuve, mais cette teneur diminuait nettement dans la région située en amont du maximum de turbidité. Dans la partie en aval du maximum, la concentration en Mn_p était plutôt en hausse à nouveau, mais n'atteignait généralement pas les niveaux observés dans le fleuve. Dans le bassin est, les chercheurs ont observé une concentration intermédiaire à élevée en Mn_p; celle-ci devenait légèrement supérieure en eaux profondes. Cossa et Poulet (1978) ont également décrit la distribution du Mn_p (septembre 1974) ainsi que celle du Zn_p, du Pb_p et du Cd_p. La distribution du Mn_p qu'ils ont trouvée est généralement semblable à celle observée par Gobeil *et al.*, même si Cossa et Poulet ont observé une concentration supérieure dans le fleuve et une concentration inférieure dans le bassin est. Il a été constaté également que la concentration en Zn_p, en Pb_p ainsi qu'en Cd_p était nettement inférieure dans la partie en amont de l'estuaire. Bewers et Yeats (1978) ont trouvé que la distribution du Mn_p était quelque peu différente. Les rapports Mn_p/Fe_p qu'ils ont calculés donnent à penser qu'il se produit une légère augmentation en Mn_p (ainsi qu'en Co_p et en Cu_p) entre le fleuve et le maximum de turbidité. Ces concentrations en métaux particulaires correspondent à la différence entre la concentration des métaux totaux et celle des métaux dissous dans des échantillons d'eau et ne sont pas des dosages directs des MPS. S'il existe une sédimentation différentielle des métaux, la sédimentation des MPS dans les échantillons pendant la récupération et la répartition en sous-échantillons pourrait introduire une erreur systématique dans les résultats. En outre, la concentration en Fe_p mesurée dans le fleuve lors de ce relevé semble assez forte à comparer à celle trouvée au cours des deux ans de surveillance du fleuve (Yeats et Bewers, 1982). Une perte de Fe_p à un taux anormalement rapide entre le fleuve et l'estuaire pourrait faire concorder les observations qui ont trait au Mn_p avec celles de Gobeil *et al.* et de Cossa et Poulet.

Ces études permettent de tracer un portrait assez cohérent de la distribution du manganèse. La teneur en manganèse particulaire dans les MPS est assez élevée dans le fleuve, passe à de bas niveaux près de la tête du maximum de turbidité et peut-être se redresse-t-elle légèrement en aval de ce maximum et en profondeur sous ce dernier. La teneur en Mn des MPS qui sont évacuées en surface hors de l'estuaire est généralement inférieure à celle observée dans le fleuve ainsi que dans le contre-courant d'eau salée qui circule en profondeur. Bien qu'il puisse y avoir une certaine conversion directe, la distribution observée du Mn_d n'indique pas une conversion étendue du Mn_p en Mn_d dans la colonne d'eau. Il est à noter que tous ces relevés ont été faits à des moments où la concentration en Mn était élevée dans le fleuve : en d'autres circonstances, les résultats pourraient être différents.

Une étude unique sur le lithium dissous dans l'estuaire et le golfe (Stoffyn-Egli, 1982) montre que cet élément se mélange de façon conservative, avec peu de dispersion, et qu'il existe une très étroite corrélation entre le lithium et la salinité. Dans le fleuve, la concentration était de 2,0 µg/L (août 1979); elle passait à 180 µg/L à une salinité de 34,8. Dans une étude sur le mélange en estuaire du bore, Pelletier et Lebel (1978) ont également mis en évidence le comportement conservatif de cet élément. La concentration en chrome dissous mesurée dans des échantillons prélevés durant l'expédition où le Li a été mesuré, a montré qu'il se fait un enlèvement général et rapide du chrome dans les secteurs situés le plus en amont de l'estuaire (Campbell et Yeats, 1984). La concentration passait de 0,7 µg/L dans le fleuve à 0,4 µg/L à une salinité de 3. Par après, entre des salinités de 3 et 35, le mélange était conservatif. La diminution rapide de la concentration en Cr_d coïncidait avec le point où commence le mélange en estuaire et avec la concentration la plus forte en MPS du maximum de turbidité (chapitre II). Un transect pour le mercure fait dans le bassin supérieur de l'estuaire (juin 1980, Gobeil *et al.*, 1983) a montré que le Hg dissous était en concentration faible

et constante (généralement moins de 3 ng/L; quelques dosages ont donné des résultats pouvant atteindre 6 ng/L) partout dans l'estuaire. Comme celles du Fe, du Mn et du Co totaux (Bewers et Yeats, 1978), la concentration en mercure total correspondait à la distribution des MPS, notamment à leur concentration élevée dans le maximum de turbidité. À cet endroit, la concentration en Hg total peut atteindre 75 ng/L alors que dans le fleuve et en eau plus salée, en aval, elle est généralement inférieure à 8 ng/L. Dans leur étude sur le sélénium, Takayanagi et Cossa (1985) ont mis en évidence l'élimination rapide du Se (IV) dissous, dont la concentration est passée de 120 ng/L dans le fleuve à 95 ng/L à une salinité de 1; ensuite, il y avait un mélange conservatif qui portait cet élément à la concentration finale de 20 ng/L à une salinité de 30. Le sélénium dissous total a mis en évidence un mélange conservatif de l'eau du fleuve à 70 ng/L avec l'eau de mer à 50 ng/L. La concentration en sélénium organique dissous était constante à environ 30 ng/L.

Serodes et Roy (1983) ont observé trois distributions distinctes de radionucléides dans l'estuaire du Saint-Laurent. Leurs résultats sont exprimés en concentrations totales calculées par le dosage d'échantillons d'eau superficielle soumise à une floculation; les échantillons ont été prélevés à cinq stations entre Québec et Rimouski. Les isotopes ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{226}Ra et ^{228}Th ont une concentration maximum dans la partie à la plus forte turbidité en amont du maximum de turbidité; cela indique que les distributions sont dominées par la phase des particules. La concentration en isotopes ^{7}Be et ^{106}Ru diminue progressivement à partir d'un maximum dans la partie du fleuve non soumise à l'influence de la zone du maximum de turbidité. La concentration de l'isotope ^{7}Be d'origine atmosphérique diminue plus rapidement à faible salinité que celle du ^{106}Ru; cela peut indiquer qu'il se fait une élimination préférentielle du ^{7}Be dans cette région. La concentration en ^{235}U du fleuve est à peu près égale à la concentration observée dans l'eau superficielle du bassin inférieur de l'estuaire; des concentrations élevées sont trouvées dans la partie du maximum de turbidité située du côté vers l'aval. Cette distribution signifierait qu'il y a dégagement d'^{235}U par les sédiments de l'estuaire. Un second échantillonnage, plus limité et où les échantillons de particules étaient extraits des échantillons totaux par centrifugation, a montré que le Cs, le Ce, le Ra et le Th sont dominés par la phase particulaire comme le laissait supposer le premier transect. La fraction particulaire a généralement moins d'importance dans le cas du Be, du Nb, du Ru et du U.

Bassin inférieur de l'estuaire

Bewers et Yeats (1979) ont étudié la distribution du Mn, du Fe, du Co, du Ni, du Cu, du Zn et du Cd totaux ainsi que du Mn et du Fe dissous dans le bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent (mai 1974). Ils ont décrit les profils verticaux de tous ces métaux dans ce bassin et ont comparé la concentration moyenne dans les eaux superficielles, les eaux profondes et les eaux de fond. Tous les métaux ont un profil semblable de concentration élevée dans la couche superficielle, de moindre concentration en eaux profondes (50-250 m) et d'un redressement dans l'eau du fond. Sur le plan statistique, toutes les différences de concentration entre la couche superficielle et la couche profonde sont significatives, mais les augmentations observées entre les eaux profondes et les eaux du fond en Fe_d, Co_t, Ni_t et Cu_t ne le sont pas. Les augmentations en Mn_d dans la couche du fond sont de loin les plus remarquables. La description des métaux dans le bassin supérieur de l'estuaire a été complétée par la description des rapports métal/salinité et des évaluations du flux des métaux dans le bassin inférieur. L'extraction du Fe_d se poursuivait tout au long du bassin inférieur. Des résultats additionnels sur le Mn_d ont aidé à tracer la courbe de mélange. Malgré l'importante dispersion, les résultats combinés des deux bassins de l'estuaire font croire à une relation non linéaire avec augmentation de la concentration en Mn_d dans presque l'ensemble de la plage de salinité. L'hypothèse soulevée par les résultats obtenus dans le bassin supérieur, à l'effet que le Ni varie selon une relation semblable à celle du Mn, se trouve renforcée quelque peu par les résultats obtenus dans le bassin inférieur. En

général, les processus estuariens qui sont apparents dans les résultats obtenus dans le bassin supérieur se prolongent dans les tranches superficielles et intermédiaires d'eau du bassin inférieur. La présence de métaux en concentration élevée dans les eaux du fond (plus de 250 m), dans le bassin inférieur de l'estuaire, constitue une nouvelle caractéristique.

Subramanian et d'Anglejan (1976) ont également constaté le prolongement dans le bassin inférieur des rapports du Mn et du Fe à la salinité dans le bassin supérieur de l'estuaire. Stoffyn-Egli (1982) a constaté le prolongement du rapport conservatif du lithium à la salinité dans l'ensemble du bassin inférieur de l'estuaire et dans le golfe. De la même façon, Campbell et Yeats (1984) ont observé le prolongement général du rapport conservatif du chrome à la salinité pour les salinités supérieures à 5, mais il a obtenu des résultats anormalement bas dans le secteur de Pointe des Monts. Aucune explication n'a été fournie.

Certains nouveaux échantillonnages des métaux-traces dans l'eau du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent ont été faits en août 1979 (expédition 79-024 de l'IOB), mais avec les nouvelles techniques d'échantillonnage et de dosage qui avaient été mises au point depuis le relevé précédent. L'échantillonnage a été fait au moyen des échantillonneurs Go-Flo spécialement modifiés et testés (Bewers et Windom, 1982) et la filtration a été faite avec de l'équipement et selon des méthodes éprouvées. Bien que les méthodes de dosage n'aient pas changé en principe (extraction au dithiocarbamate d'ammonium/méthylisobutylcétone et absorption atomique sans flamme), beaucoup de petites améliorations avaient été apportées depuis 1974. Les résultats de ces améliorations sont apparents dans la capacité accrue de mesurer les concentrations en métaux dans les eaux profondes (Yeats et Campbell, 1983).

La fig. VI.1 montre la concentration en métaux dissous à trois stations du bassin inférieur de l'estuaire (expédition 79-024, août 1979). Ces échantillons ont été prélevés afin de mieux étudier la distribution des métaux-traces dans les eaux du fond

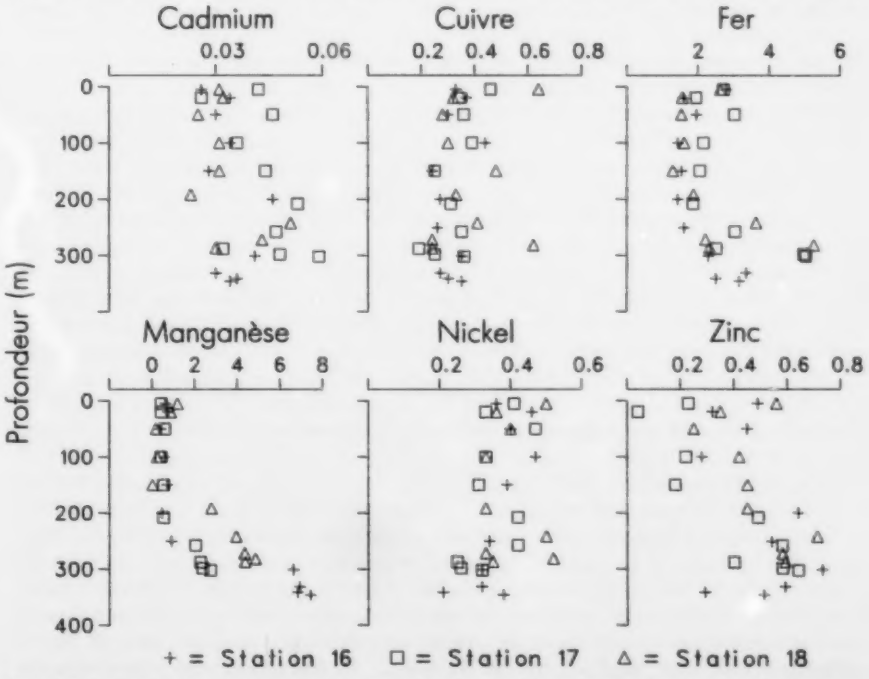


FIG. VI.1. Profils du Cd, du Cu, du Fe, du Mn, du Ni et du Zn dissous à trois stations du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent. Toutes concentrations données en µg/L.

(fig. VI.1). Les résultats de l'expédition 74-006 montrent nettement des concentrations accrues en manganèse près du fond qui ont résulté du dégagement par les sédiments de manganèse dissous (Yeats *et al.*, 1979). Des augmentations semblables, quoique moins spectaculaires de la concentration en plusieurs autres métaux ont également été observées (Bewers et Yeats, 1979). Il n'est pas certain si les augmentations en Fe, en Zn ou en Cd en eaux profondes sont attribuables à de semblables dégagements par les sédiments ou à d'autres processus. L'un des objectifs de ce nouveau relevé du bassin inférieur de l'estuaire était l'étude de ce problème.

Dans l'ensemble, les nouveaux résultats s'apparentent à ceux du Mn_d, du Fe_d, du Co_t, du Ni_t, du Cu_t, du Zn_t ainsi que du Cd_t obtenus en 1974 (Bewers et Yeats, 1979); cependant, les nouvelles concentrations observées sont toutes inférieures à celles de 1974. Trois choses pourraient expliquer cette baisse, ce sont : l'utilisation d'échantillons filtrés plutôt que d'échantillons non filtrés (à l'exception du Mn et du Fe), le fait d'avoir fait l'échantillonnage à l'automne plutôt qu'au printemps et enfin, l'amélioration des méthodes de prélèvement et de dosage. Il est probable que ces trois facteurs ont contribué aux différences notées. L'augmentation de la concentration en fonction de la profondeur a été observée avec le Mn, le Fe, le Zn et le Cd dissous; des concentrations uniformes ont été observées avec le Ni et le Cu. Les profils du manganèse s'apparentent fortement à ceux observés antérieurement, à l'exception de la moindre importance des augmentations de concentration près du fond. La distribution du Fe s'accroît également près du fond, beaucoup comme le manganèse. Cette augmentation par rapport à la concentration en eaux profondes est statistiquement significative ($P < 0,01$). Ce résultat est surprenant en ce sens que la cynétique de l'oxydation du Fe II devrait rapidement faire passer dans la phase particulaire tout le Fe II libéré par les sédiments. Il est toujours possible que les concentrations mesurées représentent largement du Fe III colloïdal ou sous forme de très fines particules qui auraient traversé les filtres de 0,4 μm. La concentration en zinc augmente également vers le fond. Ici, les résultats sont plus dispersés, mais la différence observée entre les concentrations en eaux profondes et celles dans les eaux du fond demeure significative à $P < 0,05$. Il se peut fort bien que la régénération d'origine biologique des débris en eaux profondes, rendue apparente par l'augmentation de la concentration en silicate, soit également responsable de l'augmentation observée de la concentration en Zn. On observe également une augmentation de la concentration en cadmium avec la profondeur, mais dans ce cas-ci, la concentration maximale est observée dans la tranche d'eaux profondes plutôt que dans celle du fond. Des processus associés aux matières nutritives sont probablement responsables de ces observations même si le dégagement par les sédiments pourrait contribuer aux augmentations de la concentration en Cd.

Un programme intensif constitué pour l'étude de la diagénèse des métaux-traces dans les sédiments du bassin inférieur de l'estuaire et dans le golfe ainsi que pour l'étude du flux de ces métaux-traces de part et d'autre de la couche-limite benthique, a été appliqué par Sundby, Silverberg et associés (Sundby *et al.*, 1981; Sundby et Silverberg, 1985; Gendron *et al.*, 1986; Gobeil *et al.*, 1987). Ces travaux ont porté sur la mesure des métaux dissous et particulaires dans les carottes sédimentaires, mais ils ont des retombées évidentes sur le plan du comportement des métaux-traces dans la colonne d'eau.

Des échantillons prélevés dans les sédiments situés en eaux profondes dans le bassin inférieur de l'estuaire et dans le golfe ont été soumis à des analyses; le Fe, le Mn, le Co et le Cd dans la phase solide (métaux totaux et fraction extractible à l'hydroxylamine/acide acétique) ainsi que le Fe, le Mn et le Cd dissous dans l'eau de porosité ont été dosés. La concentration en Fe, en Mn et en Co extractibles diminuait à partir de maximums dans les sédiments oxydés de surface jusqu'à une concentration uniformément basse dans les sédiments réduits subsuperficiels. La concentration en Mn et en Fe dans l'eau de porosité augmentait à partir de très bas niveaux dans les sédiments de surface jusqu'à une concentration maximum dans la couche de sédiments réduits. La concentration élevée en Mn remontait davantage dans la couche de sédiments oxydés que la concentration en fer dissous; cela indiquerait que le flux de Fe des sédi-

ments à la colonne d'eau est inférieur à celui du Mn. Le cadmium a une distribution radicalement différente. La concentration dans la fraction extractible à l'hydroxylamine/acide acétique augmente avec la profondeur à l'intérieur de la couche de surface, et reste raisonnablement constante dans la couche profonde. Les concentrations mesurées en Cd dissous sont moins régulières, mais tendent à être plus élevées dans la couche de surface que dans la partie supérieure de la couche profonde. Plus creux dans la couche des sédiments réduits, la concentration en Cd augmente avec la profondeur.

La description de la diagénèse de ces métaux ainsi que de certaines autres caractéristiques de la géochimie sédimentaire de ces derniers constitue l'objet principal des rapports décrivant ces recherches, mais il existe des liens importants entre les processus sédimentaires et le comportement des métaux dans la colonne d'eau. Cette interaction a été décrite dans le cas du manganèse (Yeats *et al.*, 1979) et aussi, le flux du Mn dissous des sédiments à la colonne d'eau est calculé dans l'un de ces rapports de géochimie sédimentaire (Sundby et Silverberg, 1985). Les résultats obtenus avec le cobalt sont semblables à ceux obtenus avec le Mn, tant dans la structure verticale observée de concentration de ces métaux sous forme extractible et dans l'eau de porosité, à l'intérieur d'une carotte, que dans l'augmentation en concentration de la fraction extractible trouvée dans des carottes provenant des parties « plus en amont » (c.-à-d. vers la terre ferme), dans l'eau profonde du chenal Laurentien. Ces similitudes semblent indiquer qu'il existe un flux de Co dissous dans la colonne d'eau et on doit s'attendre à l'existence d'un cycle du Co (Gendron *et al.*, 1986) semblable à celui du Mn qui a été décrit ailleurs (Yeats *et al.*, 1979; Sundby *et al.*, 1981). De toute évidence, la diagénèse du Cd diffère considérablement de celle du Mn, du Fe ou du Co, mais la concentration assez élevée en Cd dans l'eau de porosité peut être à l'origine d'un flux de Cd dissous vers la tranche d'eau sus-jacente. À ce jour, rien n'indique la présence de Co ou de Cd en concentration élevée dans les eaux les plus profondes du passage Laurentien.

Partie ouverte du golfe du Saint-Laurent

La seule description générale de la concentration en métaux-traces dans la partie ouverte du golfe du Saint-Laurent est l'étude un peu ancienne du Fe, du Co, du Ni, du Cu, du Zn, du Cd et du Pb totaux dans l'eau du golfe qui a été faite par Bewers *et al.* (1974) à partir d'échantillons prélevés lors de l'expédition 72-017 de l'IOB. Cette étude était gravement limitée par la dépendance entre le dosage des métaux-traces et la spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme; cependant, compte tenu de cette limite, les concentrations moyennes en Fe dissous et total ainsi qu'en Ni, Cu et Zn totaux sont assez fiables. La teneur en plomb, en cadmium et en cobalt de la plupart des échantillons était inférieure à la limite de détection des appareils.

La concentration en Ni, en Cu et en Zn des échantillons filtrés était indifférenciable de celle des échantillons non filtrés. Il n'y a rien de surprenant à cela compte tenu des limites de l'absorption atomique de flamme et de la faible teneur en matières particulaires du golfe. La concentration moyenne en Ni, en Cu et en Zn totaux était de 0,35, 0,46 et 1,52 µg/L, respectivement; ces concentrations ressemblent fortement aux concentrations obtenues à cette époque en haute mer. Aucune variation en fonction de la géographie ou de la profondeur n'a été observée dans le cas de ces métaux. Il y avait une certaine variabilité de la concentration en fer dissous (0,9-13,8 µg/L); la concentration en fer variait de façon non linéaire en fonction de la salinité. Cette observation permet de compléter la courbe observée de perte de Fe_d dans l'estuaire en fonction de l'augmentation de la salinité. La distribution du fer total était semblable à celle du fer dissous, sinon que la concentration était supérieure, comme il était à prévoir, à cause de la teneur relativement élevée en fer des MPS inorganiques et d'origine biologique.

Des résultats récents du détroit de Cabot (fig. VI.2) montrent un éparpillement plus important des concentrations en plusieurs métaux qu'il n'est observé dans le bassin

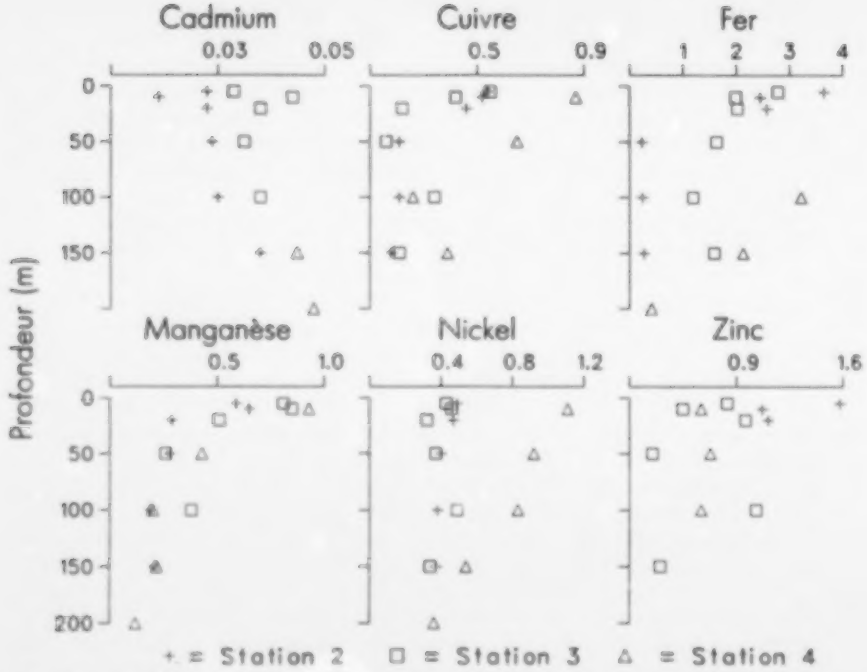


FIG. VI.2. Profils du Cd, du Cu, du Fe, du Mn, du Ni et du Zn dissous à trois stations du détroit de Cabot. Toutes les concentrations sont exprimées en µg/L.

inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent à partir des échantillons prélevés lors de la même expédition (fig. VI.1). Comme les mêmes techniques ont été appliquées, l'éparpillement accru laisse croire qu'il s'agit de caractéristiques réelles, mais encore inexpliquée des résultats. L'eau s'écoule hors du golfe principalement à faible profondeur dans la moitié sud du détroit de Cabot; l'influx d'eau plus salée se produit davantage en profondeur et plus ou moins vers le centre du détroit (chapitre I). Les distributions de métaux qui montrent le mieux l'influence des concentrations élevées en métaux contenus dans l'eau douce venue d'amont devraient refléter ce mode d'écoulement. La concentration en Mn, en Fe, en Ni, en Cu et en Zn diminue avec la profondeur et c'est pourquoi elle est supérieure dans l'eau qui sort du golfe à celle de l'eau qui y entre. Ce sont toutes des différences significatives à l'exception du Ni; cela montre l'importance des apports en eau douce dans toutes les distributions. Par ailleurs, la concentration en cadmium augmente en fonction de la profondeur d'une façon apparentée au comportement du cadmium qui est lui-même semblable aux nutriments. Le Cd, le Ni et le Zn ont tous une distribution fortement apparentée à celle des nutriments trouvés dans les profondeurs océaniques. Cependant, dans le golfe du Saint-Laurent, seulement le Cd a une distribution semblable à celle des nutriments car la concentration en cet élément dans le fleuve est relativement faible. Dans le cas du Zn et du Ni, tout signal apparenté aux nutriments se trouve masqué par le signal provenant des apports du fleuve.

Fiord du Saguenay

Yeats et Bewers (1976) et Bewers et Yeats (1979) ont décrit la distribution du fer et du manganèse dissous dans le fiord du Saguenay. Les échantillons ont été prélevés en mai 1974. La relation du fer dissous en fonction de la salinité (Yeats et Bewers, 1976) montre qu'il se produit un important enlèvement du fer dans l'estuaire, cela à

l'intérieur d'une plage étendue de salinité. La concentration en fer du Saguenay observée durant ce relevé, 702 µg/L (en réalité, à une salinité de 0,5 à la tête du fiord), était extrêmement élevée. La relation entre le manganèse dissous et la salinité (Bewers et Yeats, 1979) montrait un enlèvement semblable, quoique moins important, du Mn_d de l'eau superficielle. Ce rapport avec la salinité diffère de ce qui est observé dans l'estuaire du Saint-Laurent ou de ce qui est rapporté dans la plupart des autres études en estuaire, où un rapport conservatif ou une injection de Mn dissous sont généralement observés. Le fait qu'en général, la majeure partie de l'eau superficielle du Saguenay soit coupée d'une interaction directe avec les sédiments de fond (chapitre I) peut être à l'origine de cet écart de comportement. Au cours de cette étude, on a observé des concentrations élevées en manganèse dissous dans les eaux du fond par suite du dégagement de Mn_d par les sédiments. Kulathilake et Chatt (1980) ont obtenu un rapport conservatif entre le molybdène dissous et la salinité à partir d'échantillons superficiels prélevés durant la même expédition.

La distribution en Co, en Ni, en Cu, en Zn et en Cd totaux a été rapportée en termes de concentrations moyennes dans les différentes régions hydrodynamiques du fiord plutôt qu'en fonction de la salinité (Yeats et Bewers, 1976). Ces cinq métaux sont tous trouvés en concentration supérieure dans l'eau superficielle par rapport à l'eau sous-jacente; cela est attribuable principalement à un apport des métaux provenant du Saguenay. Un accroissement de la concentration en cuivre et en nickel près du fond a également été rapporté.

Le tableau VI.3 donne les résultats d'un nouveau relevé du fiord du Saguenay qui a été effectué en mai 1976 (expédition 76-006). La concentration moyenne en métaux dissous est donnée pour les eaux superficielles, pour les eaux profondes du bassin est et pour les eaux intermédiaires et profondes du bassin ouest. Les concentrations sont généralement tout à fait comparables à celles du Mn et du Fe dissous ainsi qu'à celles du Co, du Ni, du Cu, du Zn et du Cd totaux qui avaient été obtenues lors du relevé de 1974. Dans les résultats de 1976, il n'y a que la concentration en manganèse dissous dans l'eau près du fond qui montre une augmentation significative. Dans le bassin est, le manganèse est trouvé en moindre concentration que dans le bassin ouest alors que le Co et le Cd ont plutôt la tendance contraire.

Yeats et Bewers (1976) ont calculé la concentration en fer particulaire à partir des différences observées entre les mesures de concentration en fer total (éch. non filtrés) et dissous (éch. filtrés). Ensuite, ils ont calculé la teneur en fer particulaire dans les MPS en divisant le Fe_p par la concentration en MPS. Lors de cette expédition, les échantillons de MPS ont été collectés par filtration sous pression directement dans les bouteilles d'échantillonnage. Les travaux subséquents ont montré que cette méthode conduit à une sous-estimation de la concentration en MPS en eaux troubles. Le résultat, c'est que la teneur en fer des MPS calculée de cette façon conduit à une surestimation, mais cela ne nuit pas à la validité des conclusions principales du document.

TABLEAU VI.3. Concentrations en métaux dissous dans le fiord du Saguenay (µg/L). Résultats exprimés en concentrations ± 1σ, nombre d'échantillons donné entre parenthèses.

	Surface	Bassin ouest — intermédiaire	Bassin ouest — en profondeur	Bassin est — en profondeur
Profondeur	< 10 m	50-100 m	> 200 m	> 50 m
Salinité	0,4-19	25-30,3	≈30,8	23-30
Al	78 ± 33 (14)	21 ± 11 (17)	13 ± 4 (8)	15 ± 8 (21)
Mn	10,9 ± 6,5 (16)	2,7 ± 0,9 (14)	5,9 ± 2,1 (11)	1,7 ± 0,4 (21)
Fe	52 ± 24 (13)	11 ± 6 (16)	7 ± 3 (11)	12 ± 7 (22)
Co	0,040 ± 0,036 (16)	0,026 ± 0,013 (9)	0,009 ± 0,005 (3)	0,018 ± 0,009 (3)
Ni	0,50 ± 0,12 (17)	0,46 ± 0,08 (15)	0,45 ± 0,09 (7)	0,40 ± 0,07 (15)
Cu	0,84 ± 0,33 (17)	0,40 ± 0,12 (7)	0,50 ± 0,31 (3)	0,68 ± 0,16 (4)
Zn	1,9 ± 0,8 (16)	0,8 ± 0,3 (13)	1,0 ± 0,4 (7)	0,9 ± 0,4 (14)
Cd	0,076 ± 0,054 (17)	0,051 ± 0,025 (12)	0,044 ± 0,015 (8)	0,074 ± 0,019 (10)

TABLEAU VI.4. Fe et Mn particulaires dans le fiord du Saguenay. Les concentrations sont normalisées par rapport à la concentration particulaire en Al (p/p) et sont exprimées en valeurs ± 1σ; le nombre d'échantillons est donné entre parenthèses.

	Fe/Al	Mn/Al
Bassin ouest		
en surface (0-10 m)	0,52 ± 0,11 (16)	0,0082 ± 0,0030 (15)
prof. moyennes (50-100 m)	0,56 ± 0,15 (9)	0,012 ± 0,006 (5)
en profondeur (+ de 200 m)	0,87 ± 0,12 (7)	0,018 ± 0,013 (7)
Bassin est		
en surface (0-10 m)	0,55 ± 0,07 (7)	0,0076 ± 0,0026 (6)
en profondeur (+ de 50 m)	0,41 ± 0,07 (9)	0,0060 ± 0,0025 (10)

Sundby et Loring (1978) ont mesuré la teneur en Fe et en Mn des MPS, ainsi que celle du Si, de l'Al, du Ca, du Mg et du K, en obtenant directement la concentration en ces métaux d'échantillons de MPS. Ils ont trouvé que la teneur en fer variait d'environ 5 % dans les eaux superficielles à plus de 9 % dans l'eau située près du fond du bassin ouest du fiord. Les distributions de mai 1974 et de septembre 1974 étaient très similaires. En mai, le manganèse était peu concentré dans les eaux superficielles (moins de 1000 μg/g), et passait à un maximum de plus de 7500 μg/g à 150 m de profondeur dans le bassin ouest. En septembre, le maximum en eaux profondes a été déplacé vers l'ouest et vers de moindres profondeurs. La concentration dans les eaux superficielles était également plus élevée (plus de 2000 μg/g).

Les concentrations en fer et en aluminium particulaires obtenues lors de l'expédition 76-006 (tableau VI.4) ont un rapport Fe/Al très semblable aux résultats rapportés par Sundby et Loring (1978). Les rapports du Mn à l'Al diffèrent quelque peu en ce sens que les valeurs les plus élevées ont été obtenues dans l'eau du fond, et non à une profondeur intermédiaire. Les rapports observés dans l'eau du fond s'apparentent beaucoup à ceux observés par Sundby et Loring. Il se peut que le secteur situé à une profondeur intermédiaire qui présente de fortes concentrations en Mn ait tout simplement été manqué car la densité d'échantillonnage était assez faible. Il ne semble pas y avoir de particules à forte teneur en Fe ou Mn dans le bassin est du fiord.

Cossa et Poulet (1978) ont aussi obtenu des concentrations en Mn, en Zn, en Pb et en Cd dans les MPS des eaux superficielles du fiord qui sont inférieures à ce qu'elles sont en eaux profondes dans le bassin ouest. Ils ont attribué l'enrichissement en métaux des eaux profondes à la formation authigène d'oxydes de Mn par suite de la précipitation du Mn dégagé par les sédiments et par l'absorption subséquente de Zn, de Pb et de Cd à la surface de ces oxydes. Par ailleurs, Sundby et Loring (1978) attribuent les fortes concentrations en Mn qu'ils ont observées dans l'eau profonde à l'advection de particules à forte teneur en Mn jusque dans les eaux profondes du fiord et en provenance de l'estuaire du Saint-Laurent. L'observation d'un dégagement de Mn dissous par les sédiments du fiord ainsi que d'un enrichissement semblable *in situ* de la teneur en Mn dans les MPS du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent (Yeats *et al.*, 1979) semblerait indiquer que la concentration en Mn dans les MPS du Saguenay a une origine interne comme l'ont suggéré Cossa et Poulet (1978). L'advection aurait pour effet de déplacer le maximum. Les différences notées entres les observations de mai 1974 et celles de mai 1976 viennent corroborer l'hypothèse de la production interne plutôt que de l'advection pour expliquer ces résultats. En mai 1974, la concentration en manganèse dissous dans les eaux du fond était très élevée (Bewers et Yeats, 1978) et le maximum de manganèse sous forme particulaire était élevé (Sundby et Loring, 1978). Cette représentation de la distribution du Mn s'apparente fortement à celle décrite par Yeats *et al.* (1979) dans le bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent. En mai 1976, la concentration maximale en Mn dissous dans les eaux du fond était inférieure à ce qu'elle était en 1974 (fig. VI.3) et le maximum de Mn sous forme particulaire se trouvait situé plus près du fond.

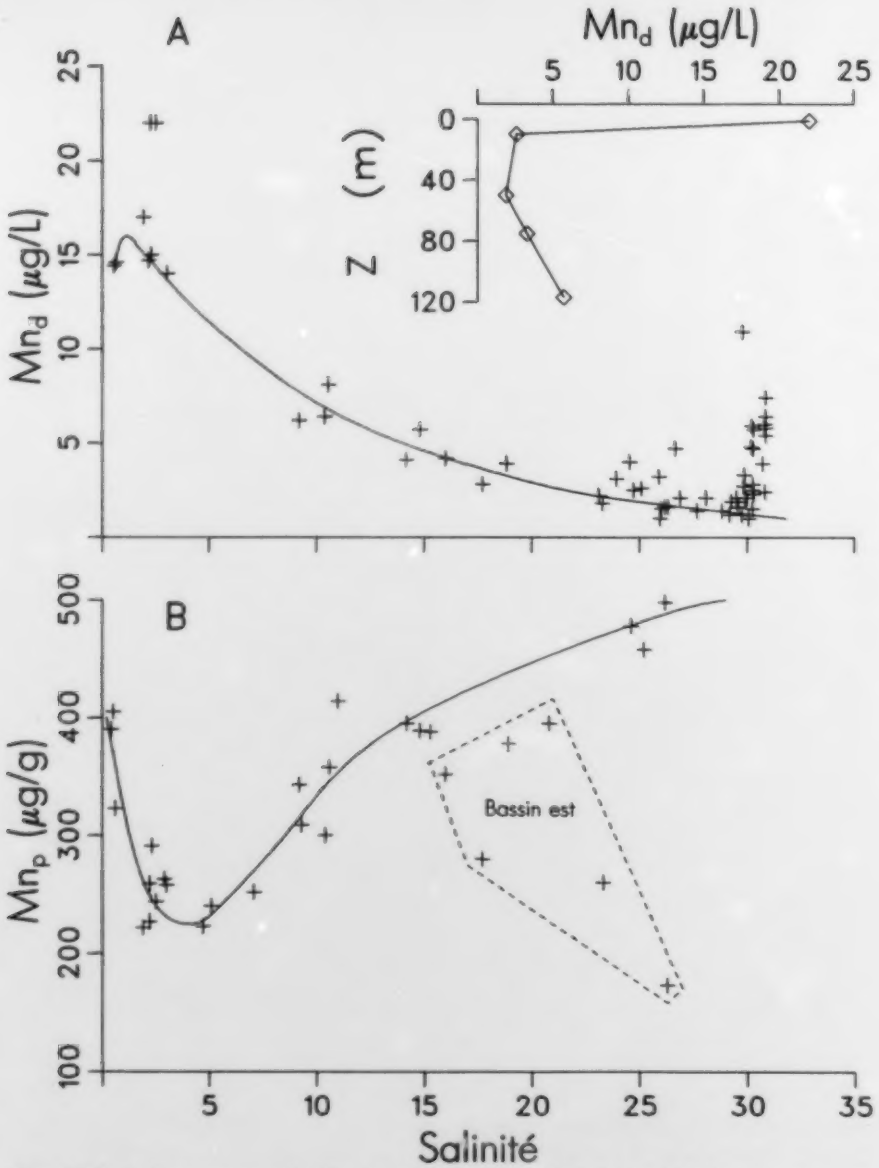


FIG. VI.3. A. Rapport entre le Mn dissous et la salinité dans le fiord du Saguenay (expédition 76-006). L'encadré montre un profil typique de Mn_d selon la profondeur dans le cas d'une station située à proximité de la tête du fiord; B. Rapport entre la salinité et la concentration en Mn particulaire non détritique (exprimée relativement à la matière particulaire en suspension totale), dans le fiord du Saguenay.

Ellis et Chattopadhyay (1979) ont aussi mesuré la concentration en 28 métaux dans trois échantillons de MPS prélevés dans les eaux superficielles du fiord. Les résultats obtenus concordent bien avec ceux de Cossa et Poulet (1978) ainsi que de Sundby et Loring (1978) dans le cas du Ca, du Fe, du K, du Mn et du Zn. Pour la plupart des 23 autres éléments, il n'y a pas d'autres données disponibles.

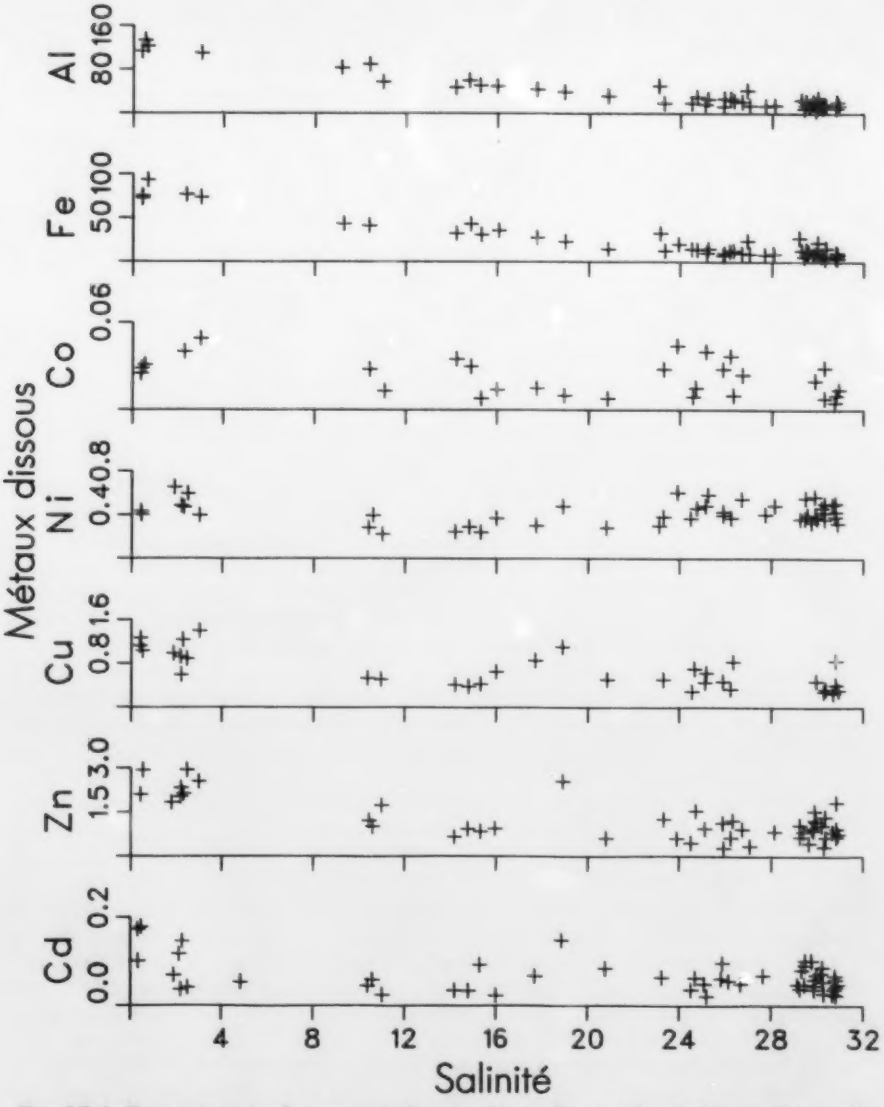


FIG. VI.4. Rapports entre la concentration en Al, en Fe, en Co, en Ni, en Cu, en Zn et en Cd dissous et la salinité dans le fiord du Saguenay. Les concentrations sont exprimées en µg/L.

Les échantillons d'eau prélevés lors de l'expédition 76-006 (mai 1976) ont également servi à l'étude détaillée de la géochimie des métaux-traces dans la zone de mélange estuarienne. Les métaux dissous (échantillons d'eau filtrés soumis à une extraction par des solvants) ainsi que les métaux particulaires non détritiques (lessivats d'échantillons de MPS recueillis sur filtre Nuclepore 0,4 µm et traités avec une solution d'acide acétique à 25 %) ont été dosés; les échantillons d'origine couvraient toute la plage de salinité du fiord. Les figures VI.3 à VI.5 donnent les courbes de concentration en métaux dissous et en métaux particulaires non détritiques en fonction de la salinité. Le rapport Mnd/salinité correspond bien aux résultats de mai 1974 (Bewers et Yeats, 1979), mais avec une meilleure résolution du comportement dans la plage de salinité de 0-3. La

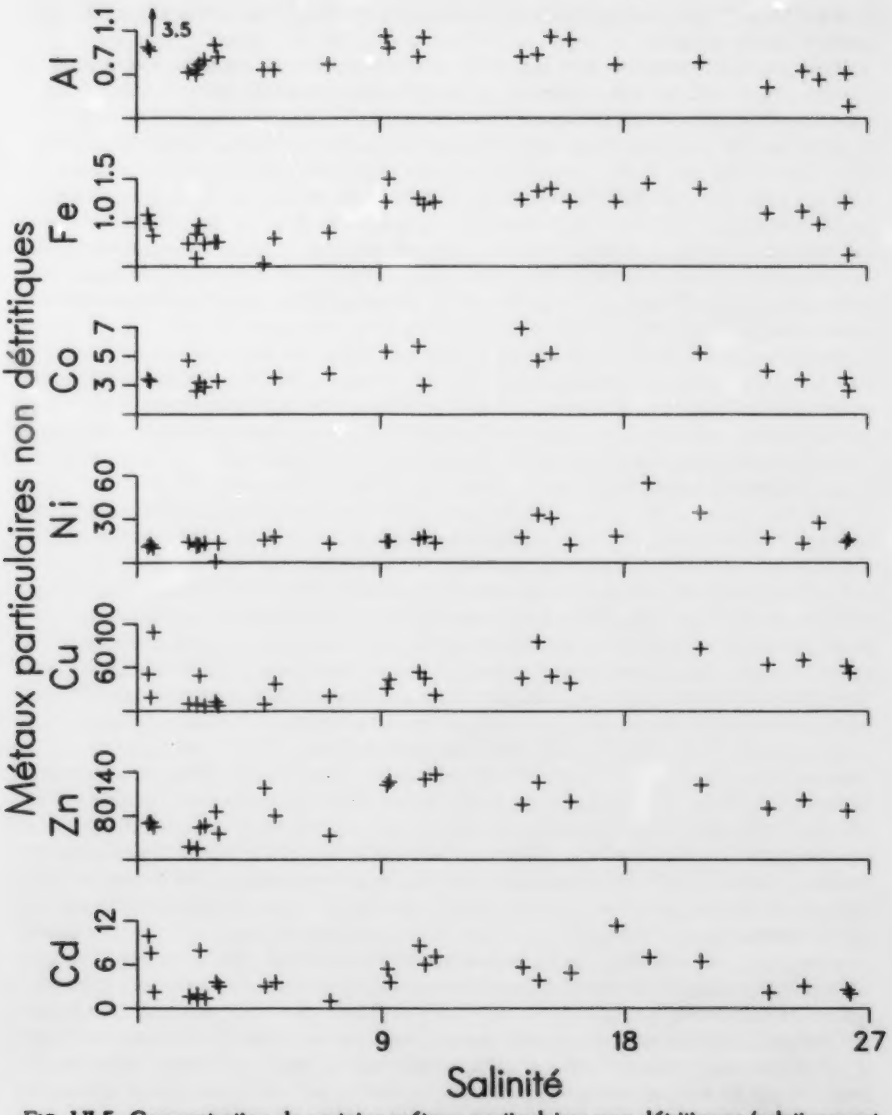


FIG. VI.5. Concentration de certains métaux particulaires non détritiques (relativement aux MPS totales relatives) (Al, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd) en fonction de la salinité dans le fiord du Saguenay. La concentration en Al et en Fe est exprimée en pourcentage, celle de tous les autres métaux est exprimée en µg/g de MPS.

concentration en manganèse était passée de 14,1 ±0,7 µg/L à une salinité de 0,4 (la plus faible salinité observée) à la concentration maximum observée à une salinité d'environ 2. Cinq échantillons dont la salinité variait entre 1,9 et 2,5 avaient une concentration en Mn_d qui variait entre 14,3 et 22,2 µg/L. Ce maximum atteint, on observait un abaissement non conservatif, ceci peut indiquer le passage du Mn_d à la phase particulaire. La concentration en Mn particulaire non détritique suit une relation inverse de la précédente. La concentration partait d'un maximum de 400 µg Mn/g dans les MPS à 0,5 de salinité pour passer à 200-260 µg/g dans la plage de salinité de 2 à 5; ensuite, il y avait un redressement graduel jusqu'à 460-500 µg/g à une salinité de 26.

À salinité égale, les concentrations sont inférieures dans le bassin est à ce qu'elles sont dans le bassin ouest.

Dans plusieurs estuaires, des maximums de concentration en manganèse dissous ont été observés à de faibles salinités; ils ont généralement été attribués à un dégagement diagénétique de Mn par les sédiments estuariens ou à une remise en circulation à partir des MPS estuariennes avec l'augmentation de la salinité. Il pourrait sembler que, dans notre cas, le Mn_d en excès provienne directement des MPS. La perte de 150 µg/g de Mn non détritique à partir d'environ 10 mg/L de MPS (concentration en MPS évaluée à partir de l'Al_p) ajouterait 1,5 µg/L de Mn_d. Ce dégagement de Mn_d permettrait d'expliquer la majeure partie, sinon la totalité de l'augmentation observée. Cependant, la teneur en MPS telle que calculée à partir de l'Al_p s'accroît également dans cette région; il faut donc trouver une source de MPS. Il s'agit presque certainement d'une remise en suspension des sédiments sous-jacents (la station la plus à l'ouest était située par 40 m de fond) ou de l'érosion le long des versants qui entourent le bassin. La remise en suspension de MPS à une teneur en Mn non détritique inférieure pourrait alors expliquer l'abaissement de la teneur en Mn non détritique qui est observée à l'intérieur de la plage de salinité de 0,4 à 5. La remise en liberté de Mn_d par ces mêmes sédiments pourrait aussi être à l'origine, partiellement ou totalement, de l'augmentation observée de la concentration en Mn_d dans la région. Les variations dans le temps, avec les concentrations mesurées dans les stations situées en aval qui indiqueraient simplement la concentration dans la rivière les jours précédents, pourraient aussi permettre d'expliquer certaines de ces observations.

La distribution des autres métaux sous forme dissoute (fig. VI.4) et sous forme particulaire non détritique (fig. VI.5) s'apparente généralement à celle du manganèse. Une précision inférieure et des concentrations moins extrêmes font que ces distributions ne ressortent pas aussi clairement que dans le cas du manganèse. À cinq stations près de la tête du fiord, la concentration en Al et Fe dissous dans les eaux superficielles était extrêmement élevée (plus de 200 µg/L). Ces résultats n'ont pas été portés sur les graphiques. La cause de ces résultats est un véritable mystère. Une explication possible serait que la filtration a été mal faite et que les échantillons « filtrés » contenaient de l'eau non filtrée. Cependant, il ne semble pas que ce soit l'explication puisque aucun des échantillons paraissait trouble à l'œil immédiatement après la filtration et que la concentration en Al_p et en Fe_p n'était pas abaissée dans ces échantillons comme elle aurait dû l'être si la filtration avait échoué. Il semble davantage probable que les concentrations élevées soient attribuables à des particules ou des colloïdes très fins qui ont été poussés à travers les filtres de 0,4 µm. Les deux lectures de concentration en Mn dissous à 22 µg/L proviennent d'échantillons riches en Al et en Fe, mais les trois autres échantillons riches en Al et en Fe ont un teneur en Mn normale ou à peine supérieure.

La distribution de la concentration en Co et en Ni dissous s'apparente le plus à celle du manganèse. Ces deux métaux ont une concentration maximum à une salinité d'environ 2 et leur concentration diminue de façon non linéaire dans tout le reste de la couche superficielle. Les autres métaux, soit l'Al, le Fe, le Cu, le Zn et le Cd, ont une concentration maximum dans l'eau de la rivière, qui diminue de façon non linéaire (perte) à mesure qu'on progresse dans la zone de mélange. La concentration en Cu et en Cd dans l'eau du bassin est est notablement supérieure. L'eau de la couche intermédiaire du bassin est contient du Co en forte concentration. Ces concentrations anormales sont apparentes au tableau VI.3.

La distribution d'aucun autre métal particulaire non détritique (fig. VI.5) ne copie exactement celle du manganèse non détritique (fig. VI.3B), bien que toutes les distributions, sauf celle du Ni, aient leur concentration minimum dans la plage de salinité de 2 à 5. Cependant, le maximum de concentration dans la plupart des distributions est observé à une salinité intermédiaire et aucune de ces distribution ne montre de concentration anormale dans l'eau du bassin est comme il a été observé dans le cas du manganèse.

À supposer que les eaux superficielles du Saguenay puissent être décrites par un modèle simple de mélange d'eau douce et d'eau de mer sans interaction avec les sédi-

ments (du moins pour les salinités supérieures à 2), alors la perte en métaux dissous dans la zone de mélange devrait correspondre aux augmentations de concentration en métaux particulaires non détritiques. C'est bien ce qui est observé. Compte tenu d'une décantation des MPS qui passent hors de la tranche d'eau superficielle, l'augmentation de concentration en métaux particulaires non détritiques permet d'expliquer 35 à 144 % de la perte en métaux dissous.

Géochimie du manganèse

La géochimie marine du manganèse revêt peut-être plus d'intérêt que celle de n'importe quel des autres métaux-traces. En milieu marin, la plage observée des concentrations est très étendue; elle passe d'environ 10 µg/L dans les cours d'eau à seulement 20 ng/L dans les eaux profondes de l'Atlantique nord. En mer, le manganèse participe également à une vaste gamme de réactions chimiques. Il s'agit notamment de réactions associées à l'adsorption et à la désorption avec des particules et de réactions où il se produit une oxydation du Mn II en MnO_2 insoluble. Le bioxyde de manganèse peut servir de matrice pour l'adsorption d'autres métaux-traces. Le manganèse dissous peut également être extrait du milieu par incorporation dans la matière biologique. Le Mn a attiré l'attention des chercheurs plus que tout autre métal-trace à cause de la diversité des processus auxquels il prend part.

Dans l'ensemble, la distribution du Mn en estuaire montre une accumulation de Mn_d dans l'eau de faible salinité, qui est souvent accompagnée d'une extraction à salinité supérieure (Evans *et al.*, 1977). Par conséquent, la relation du Mn_d en fonction de la salinité est souvent complexe; graphiquement, il y a souvent superposition de courbes concaves et convexes. Puisque les sédiments sous-jacents et les MPS peuvent constituer des sources de Mn_d, on observe souvent une importante dispersion des données dans les graphiques de Mn_d en fonction de la salinité. Les simulations en laboratoire du mélange des eaux en estuaire ont montré que le Mn est extrait de l'eau avec la plupart des autres métaux lors du mélange (Sholkovitz, 1976).

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, la courbe du Mn en fonction de la salinité en mai 1974 indique qu'il y a eu une légère addition de Mn_d dans la zone de mélange (Bewers et Yeats, 1979). L'abaissement rapide de concentration en Mn_p entre les MPS du fleuve et les MPS de l'estuaire (Cossa et Poulet, 1978; Gobeil *et al.*, 1981) semble indiquer que le Mn_d additionnel provient en tout ou en partie des particules en suspension. Cependant, la réduction de la teneur en Mn_p est très rapide : cela devrait conduire à une importante augmentation de la concentration en Mn_d à l'intérieur d'une étroite plage de salinité plutôt qu'aux minces augmentations observées dans presque l'ensemble de la zone le mélange. Cela pourrait indiquer que le dégagement de Mn_d par les sédiments et que l'augmentation des MPS dans la zone de turbidité avec des sédiments remis en suspension qui contiennent peu de Mn_p, ont d'importants effets sur la distribution du Mn_d comme sur celle du Mn_p. Le fait d'expliquer par une source sédimentaire l'excédent de Mn_d est une solution attrayante sur le plan chimique puisque l'oxydation en MnO_2 insoluble constitue le mode général d'extraction du Mn^{2+} plutôt que la simple adsorption du manganèse à la surface de particules en suspension. En eau oxygénée, l'oxydation ne constitue pas une réaction réversible. Cependant, dans les sédiments, la réduction du MnO_2 en absence d'oxygène est une réaction connue qui conduit à la formation de Mn^{2+} et à la diffusion de ce dernier dans les couches superficielles oxydées et (ou) dans l'eau sus-jacente. Par ailleurs, deux processus peuvent contribuer au dégagement direct de Mn par les MPS estuariennes. Ce sont la désorption du Mn^{2+} des particules par suite de l'accroissement de l'attraction ionique et la perturbation de l'équilibre Mn^{2+} — MnO_2 qui résulte de la diminution de la teneur en O_2 fréquemment observée dans les estuaires.

Dans le fiord du Saguenay, la dissolution du Mn à partir de la phase particulaire ou la remise en circulation du Mn_d par les sédiments du fiord conduisent à une addition de Mn_d à très faible salinité tandis qu'à des salinités supérieures, on observe que le Mn_d est extrait de solution. L'eau superficielle du fiord, dont la salinité est supérieure

à 2, est assez bien isolée des sédiments pour que le dégagement de Mn par ces derniers ne puisse pas avoir d'effet direct sur la distribution du Mn en surface de l'eau. Les réactions conduisant à une précipitation chimique peuvent donc être observées sans qu'il y ait d'interférence attribuable à la remise en circulation du Mn par les sédiments.

Dans les eaux profondes du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent, Yeats *et al.* (1979) ont observé sans équivoque la remise en suspension du Mn_d qui se trouvait dans les sédiments estuariens, et la précipitation subséquente du Mn_d dans la colonne d'eau. Sundby (1977) a été le premier à montrer que les MPS en eaux profondes étaient très riches en Mn. Les concentrations maximales ont été observées dans les échantillons pris entre 40 et 100 m au-dessus du fond plutôt que dans les échantillons les plus profonds. Ce chercheur a montré que la teneur en Mn de ces particules était quatre à cinq fois supérieure à la concentration maximale des sédiments sous-

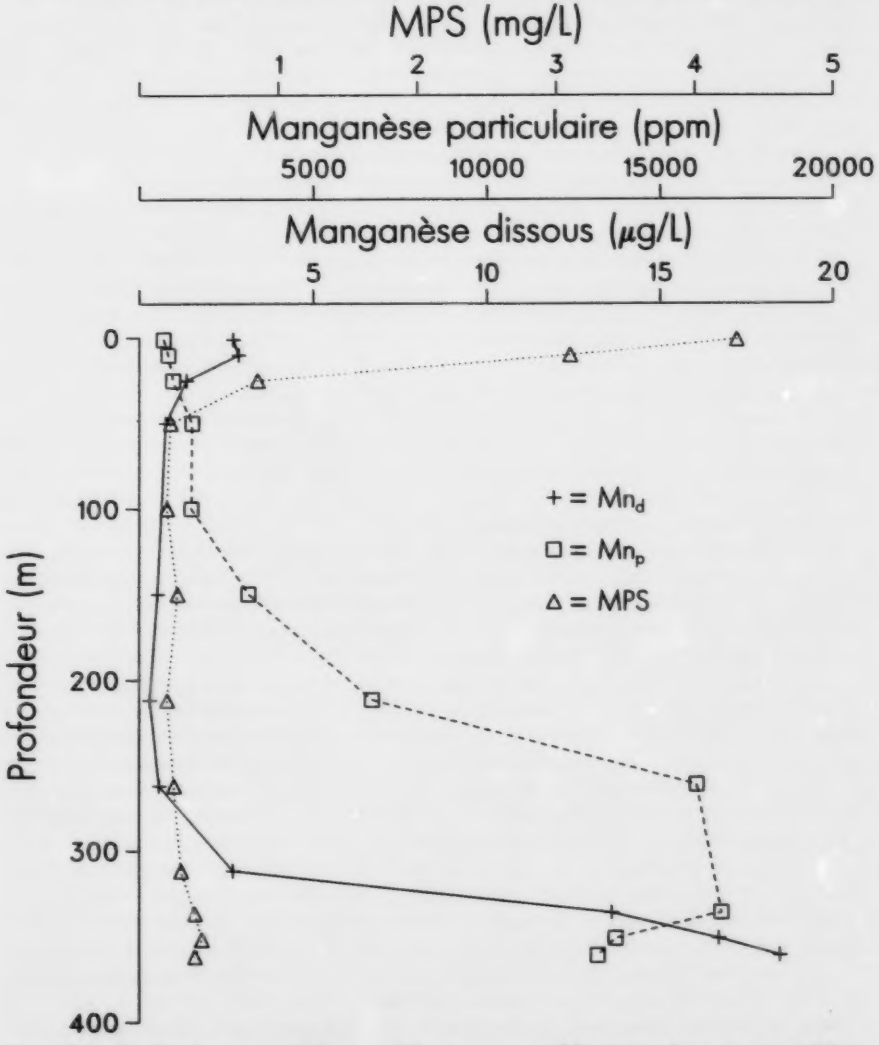


FIG. VI.6. Profils de concentration en Mn dissous, en Mn particulaire et en matières totales en suspension à une station située dans le bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent (extrait de Yeats *et al.*, 1979)

jacents. Il était donc évident qu'une simple remise en suspension des sédiments ne pouvait pas expliquer les résultats obtenus. Ce chercheur a proposé comme mécanismes possibles une remise en suspension préférentielle des fines particules enrichies en Mn ou la précipitation du Mn_d sur les MPS. L'importance potentielle de ce processus d'enrichissement comme source de Mn dans le domaine pélagique des océans a été identifiée dans cette étude.

Une étude complémentaire plus approfondie (Yeats *et al.*, 1979), qui portait notamment sur les teneurs en métaux particulaires et dissous du bassin inférieur de l'estuaire, a permis de prouver de manière concluante que le Mn est transféré des sédiments aux particules trouvées en eaux profondes en passant par la phase dissoute. La fig. VI.6 donne les principales constatations faites lors de cette étude. Des échantillons les plus profonds aux échantillons pris à 60 m du fond, la concentration en Mn dissous passe de niveaux très élevés à des niveaux très bas. À partir de 60 m, elle reste constante jusqu'à la couche superficielle mixte à moindre salinité et où le Mn est observé en concentration légèrement supérieure par suite de l'apport en eau douce dans l'estuaire. La concentration en Mn particulaire est élevée dans les échantillons les plus profonds et elle augmente jusqu'à un maximum dans les échantillons situés à 30-100 m au-dessus du fond; de ce point, elle diminue jusqu'à la surface. La concentration en MPS est la plus élevée en surface et elle décroît jusqu'à un niveau uniformément bas dans presque l'ensemble de la colonne d'eau, mais avec une augmentation d'environ deux fois dans les derniers 50 m. Le dégagement de Mn_d par les sédiments et la précipitation sur les MPS en eaux profondes expliquent ces observations.

Le maximum de teneur en Mn dans les MPS à 30-100 m au-dessus du fond constitue une caractéristique importante des distributions qui est conforme aux processus d'enrichissement décrits ici. La distribution des MPS dans la couche de fond est caractérisée ainsi : la contribution aux MPS de moins en moins importante des sédiments remis en suspension et l'importance de plus en plus grande des particules de petite taille, en fonction de l'éloignement du fond. La précipitation préférentielle du Mn_d sur les plus petites particules et la dilution de moins en moins importante avec les MPS remises en suspension conduisent à un maximum de Mn_p à une certaine distance au-dessus de la couche sédimentaire.

Ce comportement du manganèse dans le bassin inférieur de l'estuaire se traduit par une recirculation interne du Mn particulaire et dissous qui est apporté par le fleuve; cette recirculation se fait via les processus de remise en suspension des sédiments. Le résultat est une transformation du Mn particulaire estuarien, qui sédimente dans le bassin inférieur, en des formes dissoutes et particulaires à grains fins dont le taux de sédimentation les garde assez longtemps pour qu'ils restent en suspension, le temps d'être transportés au large. Sundby *et al.* (1981) analysent un modèle d'écoulement qui décrit ces processus en détail. Ces chercheurs présentent également des résultats de microscopie électronique permettant de confirmer l'existence de très fines particules très fortement enrichies en manganèse. Ce modèle décrit la recirculation interne du Mn entre les sédiments et l'eau ainsi qu'entre la phase dissoute et la phase particulaire; le bilan net est une concentration du Mn, peut-être après un certain nombre de cycles, dans les particules à fine granulométrie dont une partie s'échappe vers la mer avec l'eau superficielle. Le modèle de flux des métaux-traces décrit par Bewers et Yeats (1977) illustre une telle accumulation de Mn_p sur des particules exportées dans le détroit de Cabot.

Modèles et bilans du golfe

Au fil des ans, nous avons tenté à maintes reprises d'établir un lien entre la mesure des distributions de métaux dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent et les questions d'ordre plus général de flux des métaux dans les milieux estuariens et côtiers ainsi que les effets anthropiques liés aux concentrations et flux de métaux. Aucune prévision des flux de métaux faite par ces modèles ne sera très précise ou très exacte. Au mieux,

ces modèles donneront une prévision semi-quantitative des flux et nous aideront à comprendre le comportement des métaux.

Notre première tentative d'utiliser un modèle des métaux-traces dans le golfe du Saint-Laurent (Bewers et Yeats, 1977) s'inscrivait dans un programme d'évaluation des influx nets de métaux dissous et particulaires dans la zone côtière qui expliqueraient les processus observés dans les estuaires. À cette fin, un modèle du golfe en plusieurs compartiments a été construit; les données sur les métaux et les MPS obtenues aux limites des compartiments entre 1972 et 1976 ont servi à calculer les flux à ces limites. Les équations de conservation de masse et des sels ont servi à évaluer les flux d'eau. Ce modèle a permis d'évaluer la proportion des apports dans le golfe de métaux particulaires et dissous qui passent dans les sédiments du golfe. On a trouvé que plus de 93 % de l'apport des MPS, 93 % du Fe_p, 90 % du Mn_p, 54 % du Fe_d ainsi que du Co_t, du Ni_t, du Cu_t, du Zn_t et du Cd_t en moindre quantité sont extraits de l'eau. Le Mn dissous provenait des particules ou des sédiments. La concentration dans le matériel en voie de sédimentation, calculée à partir des taux d'extraction, correspondait assez bien avec les mesures de teneur en métaux des sédiments du golfe. Les proportions théoriques de métaux extraites à hauteur du golfe ont alors été appliquées au calcul de l'extraction en estuaire et dans la zone côtière des métaux; avec cette opération, on voulait tenter d'améliorer l'évaluation des temps de séjour globaux des métaux dans l'océan. Les temps de séjour calculés à partir de ce modèle ont généralement été confirmés par d'autres évaluations plus récentes.

Ce modèle de calcul des métaux-traces a été raffiné par l'incorporation de résultats plus récents ainsi que certaines estimations du recyclage biologique interne dans le golfe (Bewers et Yeats, 1983). Le modèle ainsi obtenu, découpé en compartiments verticaux et horizontaux et appliqué au calcul de la situation selon trois saisons, est avant tout un modèle des nutriments puisque le recyclage biologique interne a été inclus. Les métaux ont été inclus même si la densité d'échantillonnage dans ce cas est inférieure à ce qu'elle est dans celui des nutriments. D'après ce modèle, les deux tiers de l'apport annuel de MPS dans le golfe sont perdus dans les sédiments du golfe. La perte en particules inorganiques à l'intérieur du système correspond à 86 % de l'apport, mais il y a un gain net de particules organiques de telle sorte que la perte totale de matières en suspension se trouve amoindrie. La perte de matières inorganiques correspond étroitement à celle du fer total, soit 84 %. Le lecteur verra au chapitre X comment ce modèle peut être complété, compte tenu des autres modèles dont il est question dans cet ouvrage.

Ces modèles peuvent permettre de constituer un résumé des constatations sur le comportement des métaux dans le golfe. Les résultats sont apparents à la figure VI.7 qui montre le flux net de sortie des métaux en pourcentage de l'apport d'eau douce dans différentes sections des modèles de l'estuaire et du golfe. La première section, à Pointe aux Orignaux, se trouve au centre de la zone maximale de turbidité, la deuxième, à l'Île Rouge, se trouve à la limite du côté aval du bassin supérieur de l'estuaire, la troisième, à Pointe des Monts, se trouve à la limite du bassin inférieur de l'estuaire et du golfe, enfin la quatrième, le détroit de Cabot, se trouve à la limite est du golfe du Saint-Laurent. Cet aperçu correspond à l'écoulement printanier dans le fleuve. Le flux de MPS augmente de façon marquée entre le fleuve et Pointe aux Orignaux pour tomber ensuite à quelques points de pourcentage seulement de l'apport du fleuve au détroit de Cabot. À l'Île Rouge, le flux de sortie équivaut à l'apport du fleuve. Le flux de Fe_p à Pointe aux Orignaux est légèrement supérieur à celui du fleuve, mais il est beaucoup moins élevé que le flux de MPS. Les flux de Mn_p et de Co_p à Pointe aux Orignaux sont tous deux inférieurs aux flux en provenance du fleuve. Les flux dans l'estuaire sont indicatifs de processus qui résultent de l'extraction préférentielle du métal particulaire par rapport aux MPS. Dans tout le reste du système, les flux de sortie des métaux particulaires diminuent de telle façon qu'à hauteur du détroit de Cabot, les flux de Mn_p et de Fe_p sont inférieurs à 3 % des apports. Les flux de fer dissous et de zinc total (principalement sous forme dissoute) sont significativement réduits (par environ 50 %) dans le bassin supérieur de l'estuaire tandis que les

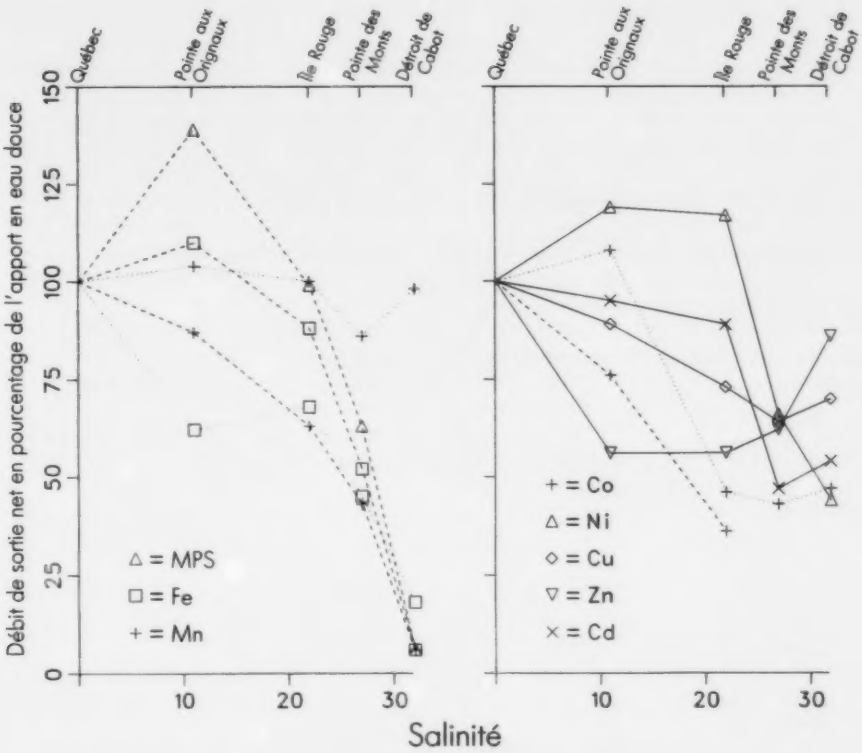


FIG. VI.7. Graphique des flux nets de sortie en métaux en fonction de la salinité dans différentes sections du golfe du Saint-Laurent. Tirets = phase particulaire; pointillé = phase dissoute; trait plein = métaux totaux (repris de Yeats et Bewers, 1983).

flux de Cu et de Cd totaux sont légèrement réduits et que les flux de Ni total ainsi que de Mn et Co dissous augmentent légèrement. La réduction du flux de Fe_d dans l'estuaire se poursuit dans tout le reste du système et le flux net final dans le détroit de Cabot n'est plus que de 20 % de l'apport d'eau douce. Les flux terminaux de Co, de Ni, de Cu, de Zn et de Cd correspondent à 50-75 % des apports dans l'eau douce. Le Mn dissous est un cas particulier en ce que le flux net terminal dans le détroit de Cabot et égal à l'apport dans l'eau douce, ce qui indique qu'il n'y a pas d'extraction nette de Mn dissous dans le golfe du Saint-Laurent.

Bibliographie

BEWERS, J.M. ET H.L. WINDOM. 1982. Comparison of sampling devices for trace metal determinations in seawater. Mar. Chem. 11 : 71-86.

BEWERS, J.M. ET P.A. YEATS. 1977. Oceanic residence times of trace metals. Nature (Lond.) 268 : 595-598.

1978. Trace metals in the waters of a partially mixed estuary. Estuarine Coastal Mar. Sci. 7 : 147-162.

1979. The behavior of trace metals in estuaries of the St.Lawrence basin. Nat. Can. (Qué.) 106 : 149-161.

1983. Transport of metals through the coastal zone, p. 146-163. In J.B. Pearce [ed.] Reviews of water quality and transport of materials in coastal and estuarine waters. Int. Coun. Explor. Sea Cooperative Res. Rep. 118, Copenhagen.

BEWERS, J.M., I.D. MACAULEY ET B. SUNDBY. 1974. Trace metals in the waters of the Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci. 11 : 939-950.

BOYLE, E.A., S.S. HUESTED ET B. GRANT. 1982. The chemical mass balance of the Amazon plume-II : copper, nickel and cadmium. Deep-Sea Res. 29 : 1355-1364.

CAMPBELL, J.A. ET P.A. YEATS. 1984. Dissolved chromium in the St.Lawrence Estuary. Estuarine Coastal Shelf Sci. 19 : 513-522.

COSSA, D. ET S.A. POULET. 1978. Survey of trace metal contents of suspended matter in the St.Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. J. Fish. Res. Board Can. 35 : 338-345.

D'ANGLEJAN, B.F. ET R.G. INGRAM. 1976. Time-depth variations in tidal flux of suspended matter in the St.Lawrence estuary. Estuarine Coastal Mar. Sci. 4 : 401-416.

DANIELSSON, L.-G., B. MAGNUSSON, S. WESTERLUND ET K. ZHANG. 1983. Trace metals in the Gota River estuary. Estuarine Coastal Shelf Sci. 17 : 73-85.

DUINKER, J.C. ET R.F. NOLTING. 1978. Mixing, removal and mobilization of trace metals in the Rhine estuary. Neth. J. Sea Res. 12 : 205-223.

ELLIS, K.M. ET A. CHATTOPADHYAY. 1979. Multielement determination in estuarine suspended particulate matter by instrumental neutron activation analysis. Anal. Chem. 51 : 942-947.

EVANS, D.W., N.H. CUTSHALL, F.A. CROSS ET D.A. WOLFE. 1977. Manganese cycling in the Newport River estuary, North Carolina. Estuarine Coastal Mar. Sci. 5 : 71-80.

GENDRON, A., N. SILVERBERG, B. SUNDBY ET J. LEBEL. 1986. Early diagenesis of cadmium and cobalt in sediments of the Laurentian Trough. Geochim. Cosmochim. Acta 50 : 741-747.

GOBEIL, C., D. COSSA ET J. PIUZE. 1983. Distribution des concentrations en mercure dans les eaux de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 17 : iii + 14 p.

GOBEIL, C., N. SILVERBERG, B. SUNDBY ET D. COSSA. 1987. Cadmium diagenesis in Laurentian Trough sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 51 : 589-596.

GOBEIL, C., B. SUNDBY ET N. SILVERBERG. 1981. Factors influencing particulate matter geochemistry in the St.Lawrence estuary turbidity maximum. Mar. Chem. 10 : 123-140.

KLINKHAMMER, G.P. ET M.L. BENDER. 1981. Trace metal distributions in the Hudson River estuary. Estuarine Coastal Shelf Sci. 12 : 629-643.

KULATHILAKE, A.I. ET A. CHATT. 1980. Determination of molybdenum in sea and estuarine water with B-Napthoin oxime and neutron activation. Anal. Chem. 52 : 828-833.

PELLETIER, E. ET J. LEBEL. 1978. Détermination du bore inorganique dans l'estuaire du Saint-Laurent. Can. J. Earth Sci. 15 : 618-625.

SERODES, J.B. ET J.-C. ROY. 1983. Distribution of some radionuclides in the St.Lawrence Estuary, Quebec, Canada. Oceanol. Acta 6 : 185-192.

SHILLER, A.M., ET E. BOYLE. 1985. Dissolved zinc in rivers. Nature (Lond.) 317 : 49-52.

SHOLKOVITZ, E.R. 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. Geochim. Cosmochim. Acta 40 : 831-845.

STOFFYN-EGLI, P. 1982. Conservative behavior of dissolved lithium in estuarine waters. Estuarine Coastal Shelf Sci. 14 : 577-587.

SUBRAMANIAN, V. ET B. D'ANGLEJAN. 1976. Water chemistry of the St.Lawrence estuary. J. Hydro. 29 : 341-354.

SUNDBY, B. 1977. Manganese-rich particulate matter in a coastal marine environment. Nature (Lond.) 270 : 417-419.

SUNDBY, B. ET D.H. LORING. 1978. Geochemistry of suspended particulate matter in the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 15 : 1002-1011.

SUNDBY, B. ET N. SILVERBERG. 1985. Manganese fluxes in the benthic boundary layer. Limnol. Oceanogr. 30 : 372-381.

SUNDBY, B., N. SILVERBERG, ET R. CHESSELET. 1981. Pathways of manganese in an open estuarine system. Geochim. Cosmochim. Acta 45 : 293-307.

TAKAYANAGI, K. ET D. COSSA. 1985. Speciation of dissolved selenium in the Upper St.Lawrence Estuary, p. 275-284. In A.C. Sigleo and A. Hattori [ed.] Marine and estuarine geochemistry. Lewis Publishers, Chelsea, MI.

YEATS, P.A. ET J.M. BEWERS. 1976. Trace metals in the waters of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 13 : 1319-1327.

1982. Discharge of metals from the St.Lawrence River. Can. J. Earth Sci. 19 : 982-992.

1983. Potential anthropogenic influences on trace metal distributions in the North Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl.2) : 124-131.

YEATS, P.A. ET J.A. CAMPBELL. 1983. Nickel, copper, cadmium and zinc in the northwest Atlantic Ocean. Mar. Chem. 12 : 43-58.

YEATS, P.A., B. SUNDBY ET J.M. BEWERS. 1979. Manganese recycling in coastal waters. Mar. Chem. 8 : 43-55.

CHAPITRE VII

Géochimie des métaux-traces dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent

D.H. Loring

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences chimiques et physiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

Les sédiments du golfe du Saint-Laurent constituent les principaux points d'entreposage et la principale source de métaux lourds et de transition dans le milieu côtier de l'est du Canada. Les métaux captifs des sédiments ont été transportés jusque dans le milieu estuarien et côtier en solution dans l'eau, agrégés à des particules solides, organiques et inorganiques ou encore en association avec ces dernières. Ces éléments proviennent de sources naturelles et pour certains, de sources anthropiques, et ils ont sédimenté dans certaines conditions anciennes et présentes de sédimentation.

Ce chapitre décrit l'abondance, la distribution et la répartition du zinc (Zn), du cuivre (Cu), du plomb (Pb), du cadmium (Cd), du cobalt (Co), du nickel (Ni), du chrome (Cr), du vanadium (V), du mercure (Hg), du béryllium (Be), du lithium (Li) et de l'arsenic (As) dans les sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Il est également question des facteurs qui déterminent la dispersion de ces éléments ainsi que des sources naturelles et anthropiques de ces métaux dans les sédiments. Ce chapitre s'appuie sur une série d'études géochimiques du milieu qui ont permis de mesurer les concentrations, le comportement et la dynamique des métaux lourds dans les sédiments de la partie ouverte du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent ainsi que du fiord du Saguenay (Loring, 1975, 1976a, b, 1978, 1979, 1981; Loring et Bewers, 1978; Smith et Loring, 1981; Loring *et al.*, 1983). Le lecteur est prié de consulter le chapitre I pour une analyse très succincte de la morphologie et de la sédimentologie du golfe du Saint-Laurent. Une analyse beaucoup plus approfondie de ces questions a été faite par Loring et Nota (1973).

Méthodes d'analyse au laboratoire et sur le terrain

Des échantillons de sédiments de surface (219) ont été prélevés en différents points de la région avec un échantillonneur Van Veen (0,1 m^2) (fig. VII.1). Certains échantillons ont été prélevés par carottage dans l'estuaire et le fiord du Saguenay à l'aide d'un carotteur à gravité de 75 mm de diamètre. Des portions représentatives des échantillons étaient séchées à l'air et emmagasinées dans des bouteilles étanches à l'air jusqu'au moment de procéder à des analyses minéralogiques, chimiques et sédimentologiques (Loring et Rantala, 1977). Un échantillon séché et préalablement pesé était tamisé en phase aqueuse afin de déterminer dans chaque échantillon de sédiment la quantité de matériel ayant la granulométrie du sable (2000-53 μm) et de la vase (moins de 53 μm). En outre, les fractions granulométriques de 2000 à 500 μm, de 500 à 53 μm, de 53 à 37 μm, de 37 à 16 μm, de 16 à 2 μm et de moins de 2 μm ont été extraites de 18 échantillons provenant de différents endroits du golfe afin de déterminer les variations granulométriques régionales des métaux-traces. Après l'extraction des sels de mer, les principaux éléments (Si, Al, Ti, Na, K, Fe, Mg, Ca et Mn) ont été dosés par absorption atomique selon des techniques décrites par Rantala et Loring (1975). La concentration en éléments-traces totaux (Zn, Cu, Pb, Co, Ni, Cr, V, Li, Be) ainsi qu'en Zn,

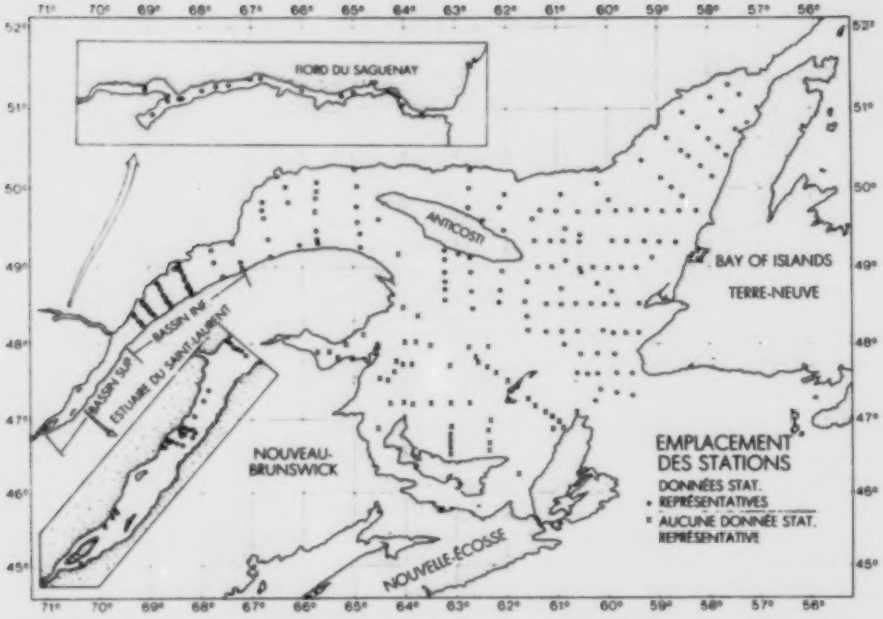


FIG. VII.1. Stations de prélèvement des échantillons qui ont servi aux analyses géochimiques. Les échantillons complets sur le plan statistique sont désignés par un point (tiré de Loring, 1978).

Cu, Pb, Co, Ni, Cr, V et Cd insolubles (« détritiques ») et solubles dans l'acide acétique (25 % v/v) (« non détritiques ») ont été mesurés dans un échantillon séché par absorption atomique selon les techniques décrites par Loring et Rantala (1977). L'arsenic a été dosé selon une technique colorimétrique qui prévoyait la digestion d'échantillons dans un mélange de HNO_3-$HClO_4$ pendant trois heures. Le cadmium a été dosé par absorption atomique dans un four en graphite. Le mercure a été dosé selon une méthode d'absorption atomique en vapeur froide comparable à celle décrite par Hatch et Ott (1968). La précision du dosage des éléments mineurs et majeurs était supérieure ou égale à 5 % et celle des éléments-traces était généralement supérieure à 10 %. L'exactitude relative du dosage du Be, du Co, du Cr, du Cu, du Li, du Pb, du V et du Zn était à ± 13 % des valeurs que Flanagan (1973) a obtenues avec le MAG-1, le matériel de référence pour les sédiments marins du Service géologique des États-Unis. Le dosage du Cd était à ± 5 % des valeurs rapportées dans les échantillons normalisés de roches du USGS et le dosage du Hg était à ± 10 % des valeurs rapportées pour les échantillons normalisés de roches G-1 et W-1 de l'USGS. L'identification et l'analyse semi-quantitative des minéraux dominants dans les fractions granulométriques inférieures à 37 µm ainsi que dans les fractions granulométriques de 500 à 53 µm de certains échantillons ont été faites par microscopie, par diffraction des rayons X ainsi que par l'utilisation de microsondes; les résultats ont été rapportés par Loring et Nota (1973) et Loring (1976b).

Cameron (1968, 1969) ainsi que Loring (1976a, 1978) ont eu recours aux matrices de corrélation et aux analyses factorielles en mode r pour préciser les rapports entre la distribution des éléments et la texture et la chimie des sédiments prélevés en différents endroits dans la région. Le t-test de Student au niveau de confiance de 95 % a été appliqué à l'évaluation des écarts statistiques entre les concentrations en éléments détritiques et celles en éléments non détritiques, dans différents types de sédiments et entre des sédiments à texture équivalente, cela dans chaque région.

Abondance et distribution régionale

L'abondance et la distribution régionale des métaux-traces dans les sédiments de l'estuaire et les sédiments côtiers sont habituellement déterminés par la texture des sédiments, la composition du matériel qui vient s'ajouter aux sédiments ainsi que par les modifications physico-chimiques du matériel pendant et après la sédimentation.

Dans le golfe du Saint-Laurent ainsi que dans l'estuaire, la granulométrie des sédiments diminue avec la profondeur. Les sédiments à granulométrie fine qu'on appelle les vases et les vases sableuses (contenant plus de 70 à 95 % de matériaux de moins de 53 μm) se trouvent à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent et dans la partie centrale des auges sous-marins et des vallées du plateau continental tandis que les sédiments sableux couvrent les secteurs contigus du plateau et la partie supérieure des versants des auges (Nota et Loring, 1964). Dans les auges, l'interface eau-sédiments à granulométrie fine est oxydante et elle est caractérisée par une mince couche brune (0,2-2 cm) enrichie en Fe^{+3} et en Mn. Sous l'interface, il y a prédominance de milieux réducteurs qui sont caractérisés par des sédiments gris verdâtre foncé où prédominent le Fe^{2+} et des conditions négatives d'E_h (Loring et Nota, 1968). Les interactions dynamiques qui ont lieu de part et d'autre de cette interface lors de la remise en suspension des particules résultent apparemment en d'importants échanges de Mn et de Cd de part et d'autre de l'interface (Yeats *et al.*, 1979; Sundby et Silverberg, 1985; Gendron *et al.*, 1986). La majeure partie du matériel sédimentaire provient de l'érosion glaciaire des roches cristallines du Bouclier canadien. Cette érosion a produit en grande quantité du matériel physiquement broyé, mais chimiquement intact d'une granulométrie très étendue. Cette farine de roche, qui contient les minéraux ignés originaux en tout ou en partie, ainsi que leurs métaux lourds hérités a été transportée et a sédimenté dans le golfe (Loring et Nota, 1973). Minéralogiquement, le matériel de la taille du sable et du silt se caractérise par une concentration élevée en feldspaths plagioclastiques (44 % en moyenne) avec de moindres quantités de quartz (30 %), de feldspaths potassiques (16 %) et de minéraux lourds (10 %). Le matériel à grain fin de la taille de l'argile (moins de 2 μm) contient de la chlorite, de l'illite, de la kaolinite ainsi que des feldspaths plagioclastiques, des pyroxènes, des amphiboles et du quartz.

La composition en métaux-traces des sédiments du golfe traduit cette origine. Le tableau VII.1 montre la moyenne et la plage de concentration trouvées dans 219 échantillons de sédiments prélevés dans le réseau du Saint-Laurent. Par rapport à la composition de l'écorce terrestre, des roches ignées et des schistes argileux (tableau VII.1), la teneur moyenne en métaux-traces des sédiments du Saint-Laurent s'apparente le

TABLEAU VII.1 Abondance moyenne en éléments-traces dans les roches de différents types et dans les sédiments du Saint-Laurent. (Toutes les valeurs sont exprimées en mg/kg).

	Écorce terrestre	Ultra-mafiques	Basalte	Grano-diorite	Granite	Schistes argileux	Saint-Laurent	
							Moyenne $n = 219$	Plage
As	1,8	1	2	2	1,5	15	6	1- 36
Be	2,8	—	0,5	2	5	3	2,2	1,0 - 3,0
Cd	0,2	—	0,2	0,2	0,2	0,2	0,21	0,04- 0,87
Co	25	150	50	10	1	20	12	3- 22
Cr	100	2000	200	20	4	100	70	8- 241
Cu	55	10	100	30	10	50	19	3- 76
Hg	0,08	—	0,08	0,08	0,08	0,5	0,46	0,10- 12,3
Li	20	—	10	25	30	60	26	10- 35
Ni	75	2000	150	20	0,5	70	27	4- 160
Pb	12,5	0,1	5	15	20	20	21	8- 66
V	135	50	250	100	20	130	92	4- 168
Zn	70	50	100	60	40	25	69	8- 215

plus à celle de l'écorce terrestre en général et des roches granodioritiques en particulier. Ce résultat correspond bien à la composition d'ensemble du Bouclier canadien d'où la plupart des sédiments modernes ont été initialement dérivés (Nota et Loring, 1964), exception faite des fortes concentrations moyennes en Hg qui résultent de la contamination industrielle (Loring, 1975).

L'analyse statistique indique que l'abondance et la distribution des métaux-traces dans l'estuaire et le golfe sont directement rattachées ($r = 0{,}74$ pour le Cr, $r = 0{,}75$ pour le Cu, $r = 0{,}22$ pour le Hg, $r = 0{,}84$ pour le Li, $r = 0{,}33$ pour le Pb, $r = 0{,}64$ pour le Ni, $r = 0{,}59$ pour le V, $r = 0{,}67$ pour le Zn : $n = 219$) à la distribution de sédimentation du matériel organique et inorganique naturel et d'origine anthropique à granulométrie fine (moins de 53 μm).

À l'échelle régionale (fig. VII.2), on observe en concentration élevée du Zn total (plus de 100 mg/kg), de Cu total (plus de 30 mg/kg), de Pb total (plus de 20 mg/kg), de Co total (plus de 15 mg/kg), de Ni total (plus de 30 mg/kg), de Cr total (plus de 70 mg/kg) ainsi que de V total (plus de 80 mg/kg) dans les sédiments à granulométrie fine trouvés à l'embouchure de l'estuaire du Saint-Laurent et dans la partie centrale des auges sous-marins ainsi que dans les vallées du plateau continental de la partie ouverte du golfe. Ces éléments sont trouvés à leur concentration la plus faible dans les sédiments sableux du plateau dans la partie ouverte du golfe ainsi que dans l'estuaire. Des anomalies positives locales de Ni, (150-160 mg/kg), de Cr (100-241 mg/kg) et de V (159-168 mg/kg) sont cependant observées dans les sédiments de la Bay of Islands, près du rivage, à Terre-Neuve; cela résulte fort probablement de la dispersion vers la mer de minéraux détritiques contenant du Ni, du Cr et du V qui proviennent de roches ultrabasiques situées à proximité (Loring, 1979).

Dans le fiord du Saguenay, le Zn, le Cu, le Pb, l'As, le Cd, le Co, le Ni, le Cr et le V sont trouvés à leur concentration la plus élevée dans les sédiments à granulométrie fine de la partie supérieure du fiord et à leur plus faible concentration dans les sédiments sableux des tronçons inférieurs (fig. VII.2a-g). Le mercure a une distribution très particulière (fig. VII.3, voir également fig. VIII.2) : il est trouvé à la concentration

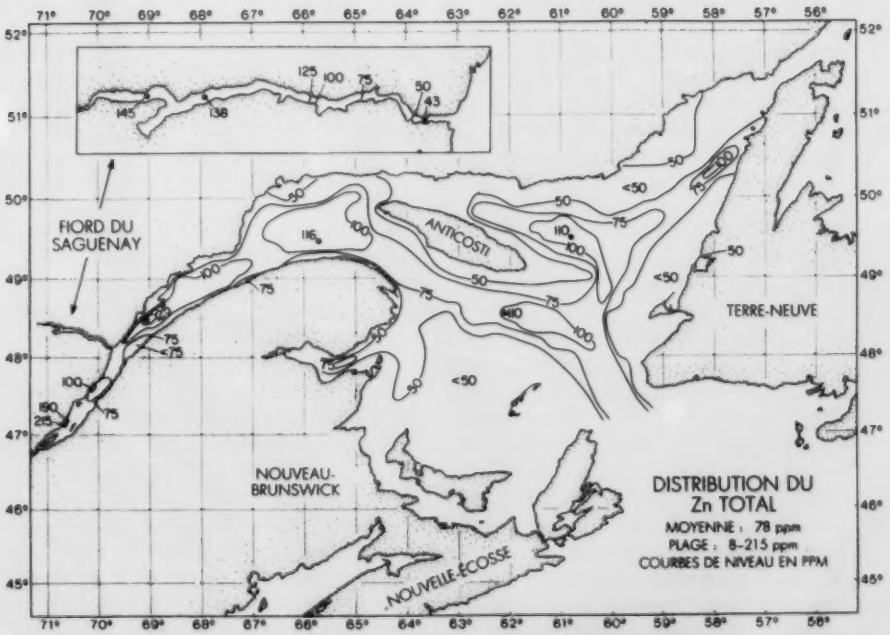


FIG. VII.2a. Distribution du Zn total dans les sédiments de surface (Loring, 1978).

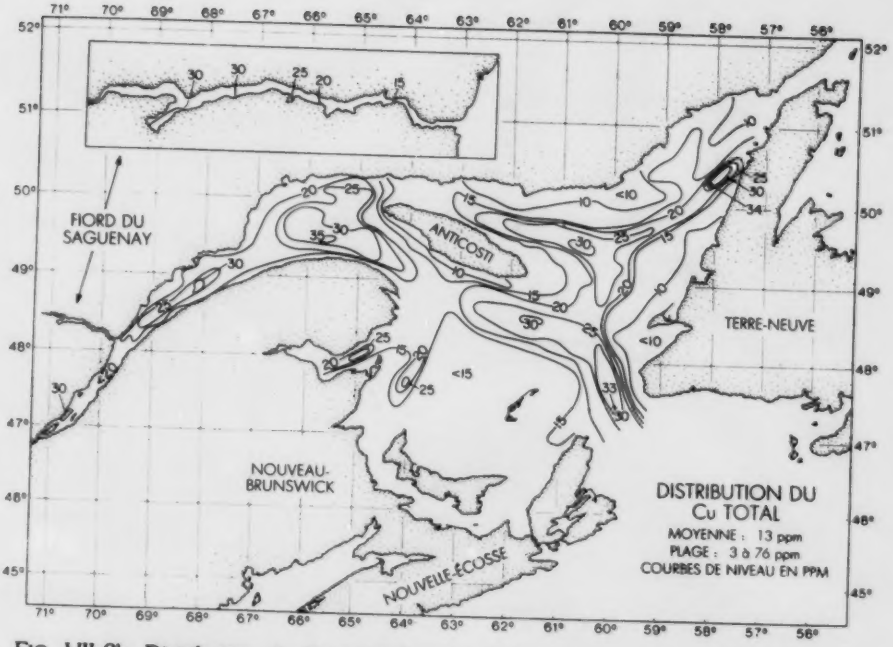


FIG. VII.2b. Distribution du Cu total dans les sédiments de surface (Loring, 1978).

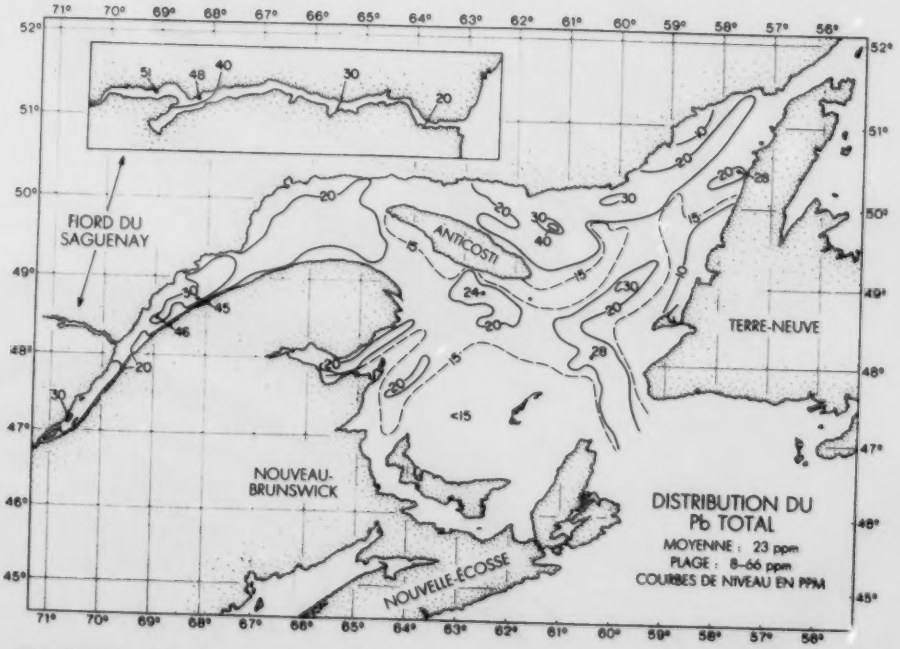


FIG. VII.2c. Distribution du Pb total dans les sédiments de surface (Loring, 1978).

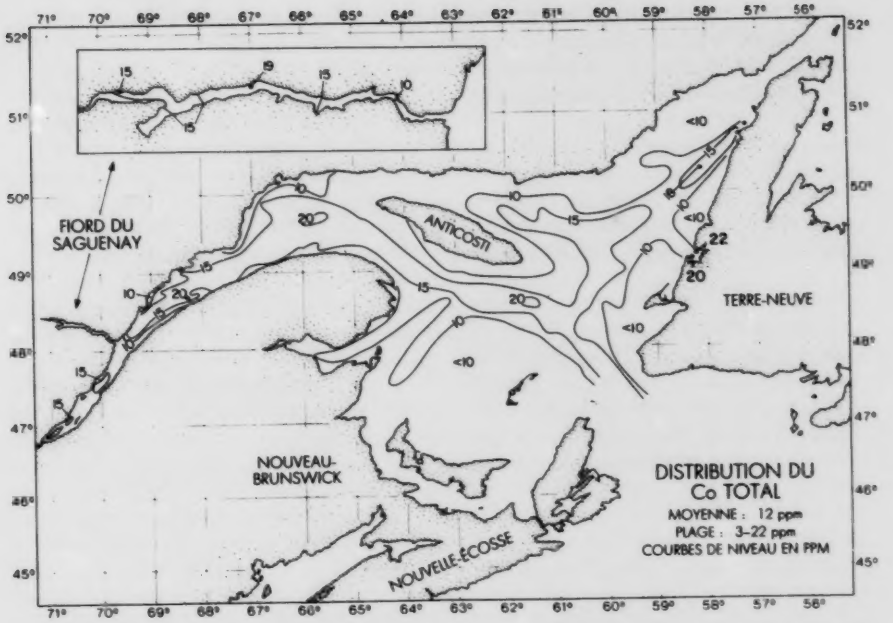


FIG. VII.2d. Distribution du Co total dans les sédiments de surface (Loring, 1979).

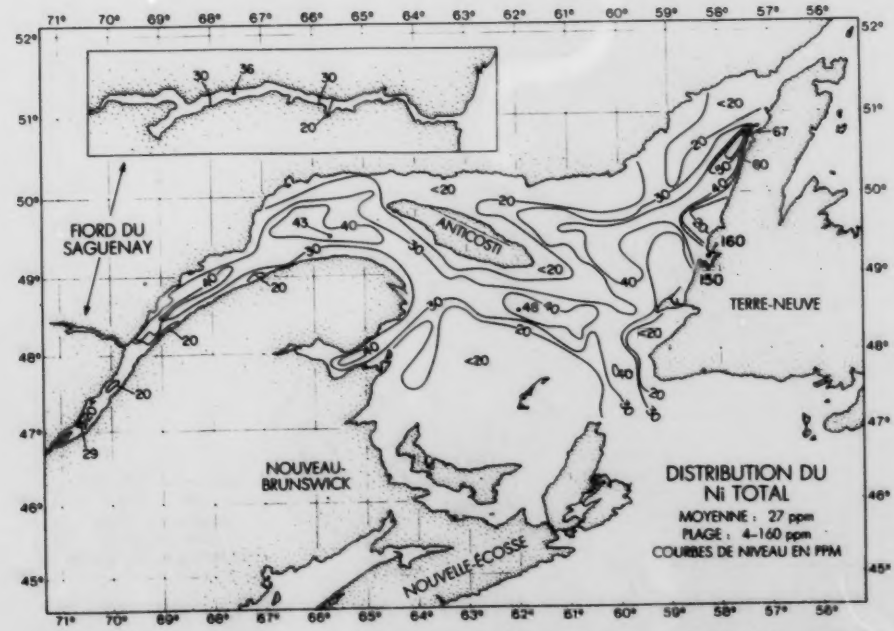


FIG. VII.2e. Distribution du Ni total dans les sédiments de surface (Loring, 1979).

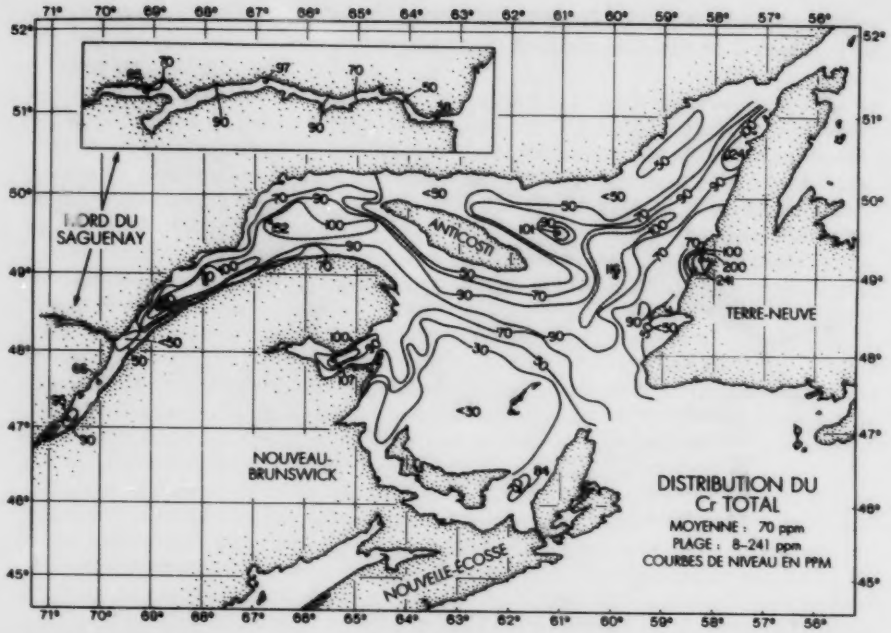


FIG. VII.2f. Distribution du Cr total dans les sédiments de surface (Loring, 1979).

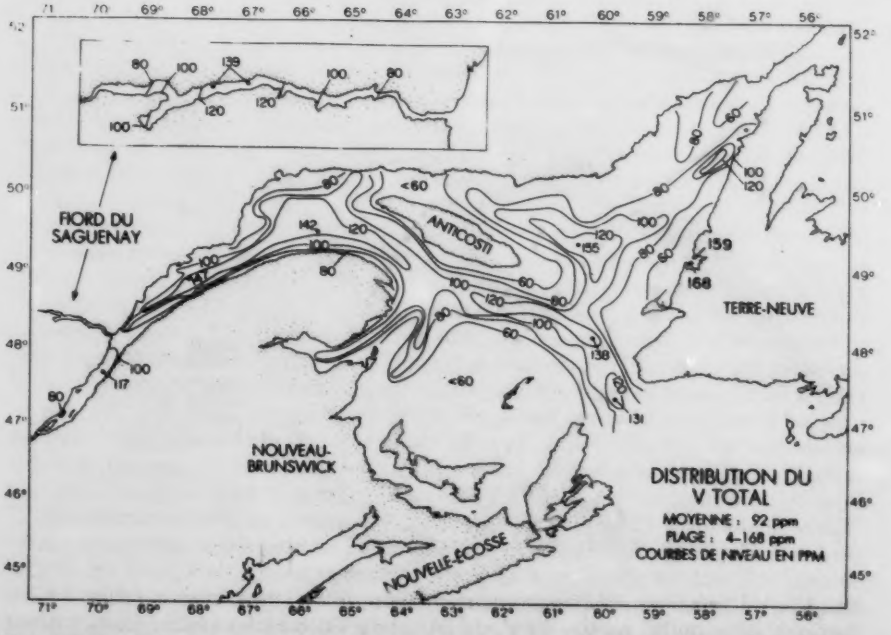


FIG. VII.2g. Distribution du V total dans les sédiments de surface (Loring, 1979).

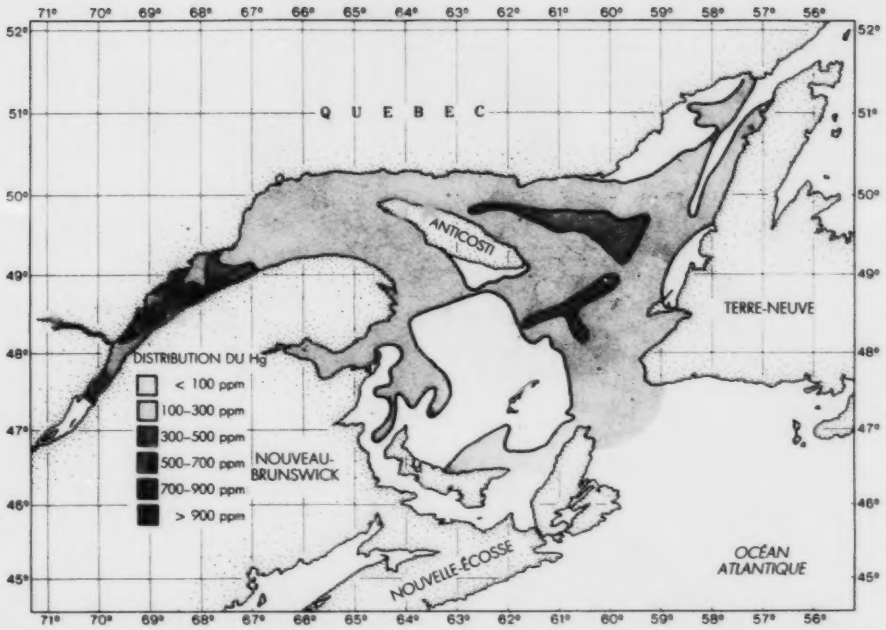


FIG. VII.3. Distribution du Hg total dans les sédiments de surface (Loring, 1975).

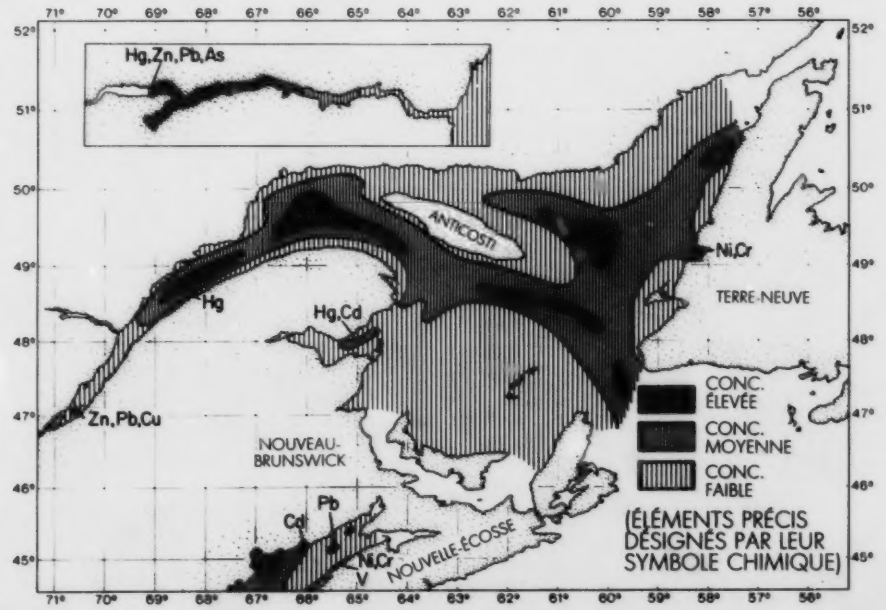


FIG. VII.4. Distribution relative par concentrations fortes, moyennes et faibles du Zn, du Cu, du Pb, du Ni, du Cr, du V, de l'As et du Cd dans les sédiments de surface (Loring, 1981, avec autorisation).

la plus élevée (plus de 10 mg/kg) à la tête du fiord du Saguenay et sa concentration diminue progressivement tout au long du fiord, du bassin inférieur de l'estuaire et de la partie ouverte du golfe.

Puisque la plupart des métaux-traces ont une distribution comparable, il est possible de les réunir sous un même type de distribution (fig. VII.4) qui montre la distribution relative des concentrations élevées, moyennes et faibles dans la région. La configuration d'ensemble met en évidence l'étroite relation entre la texture et la morphologie sédimentaire et ces métaux; ils sont trouvés en concentration élevée dans les sédiments à fine granulométrie des auges sous-marins et des vallées du plateau et en plus faible concentration dans les sédiments sableux du plateau. L'enrichissement relatif en un métal donné à des endroits déterminés est indiqué sur l'illustration par le symbole chimique de ce métal. La figure VII.4 indique que les sédiments à la source du fiord du Saguenay sont relativement enrichis en Hg, en Zn, en Pb et en As alors que ceux situés à l'embouchure du fleuve sont enrichis en Zn, en Pb et en Cu. Le mercure est également enrichi dans les sédiments du bassin inférieur de l'estuaire. Des anomalies locales de Hg ainsi que de Cd sont observées dans les sédiments de la baie des Chaleurs et des anomalies de Cr, de Ni et de V sont observées dans les sédiments de la Bay of Islands (Terre-Neuve).

Puisque la concentration en métaux totaux varie directement en fonction de la granulométrie, il est évident que des comparaisons régionales valides ne peuvent être faites seulement qu'entre sédiments ayant des textures équivalentes : c.-à-d. que la concentration en Zn total dans les vases du bassin inférieur (sédiments contenant plus de 70 % en poids de matérial ayant moins de 53 μm) ne devrait être comparée directement seulement qu'avec la concentration de Zn total dans les vases de la partie ouverte du golfe.

La figure VII.5 montre la concentration totale en Zn, en Cu, en Pb, en Co, en Ni, en Hg, en As et en Cd dans les sédiments à grains fins dans chacune des régions du golfe ainsi que dans des sédiments à texture équivalente de la baie de Fundy (Loring, 1982), de Placentia Bay à Terre-Neuve (Willey, 1976) de la région de l'Arctique (Loring, 1984) ainsi que de certains cours d'eau, estuaires et fiords contaminés ou non de l'Europe de l'Ouest. À la fig. VII.5, on voit que la concentration moyenne en Zn, en Cu et en Pb est la plus élevée dans le bassin supérieur de l'estuaire et dans le fiord du Saguenay et qu'elle s'abaisse progressivement jusque dans la partie ouverte du golfe. Cependant, la concentration moyenne en Co, en Ni, en Cr et en Cd varie très peu d'un point à l'autre du golfe. La situation est tout autre avec le mercure : il existe un gradient très prononcé de concentration du mercure entre les sédiments du fiord du Saguenay, ceux du bassin inférieur de l'estuaire et ceux de la partie ouverte du golfe. L'arsenic est aussi relativement concentré dans les sédiments du Saguenay, mais pas ailleurs.

La concentration en métaux dans la partie ouverte du golfe se compare favorablement à la concentration de la plupart des autres métaux trouvés dans les sédiments non contaminés d'autres secteurs de la côte est du pays, soit la baie de Fundy, Placentia Bay et la région de l'Arctique (Fig. VII.5). Dans les sédiments à grains fins de la région du golfe, le Zn et le Cu sont trouvés en concentration supérieure à leur concentration dans les sédiments relativement peu contaminés de Solway Firth; la concentration en Pb, en Co et en Ni est comparable. Cependant, ces éléments sont trouvés dans le golfe en concentration passablement inférieure aux concentrations trouvées dans les sédiments contaminés du Firth of Clyde (MacKay *et al.*, 1972 : Pb, Ni), de l'estuaire de la Severn (Stoner, 1974 : tous les métaux sauf le Co), de l'estuaire de la Clyde (MacKay *et al.*, 1972), de la Waddenzee (de Groot *et al.*, 1974) ainsi que dans les sédiments fortements contaminés de Sorfjord, Norvège (Skei *et al.*, 1972). Cependant, la concentration en chrome du golfe est supérieure à ce qu'elle est dans Solway Firth et dans le Firth of Clyde, mais elle est nettement inférieure à ce qu'elle est dans l'estuaire de la Clyde et dans le Rhin. La concentration en arsenic dans le fiord du Saguenay est comparable à celle mesurée dans la Waddenzee, mais elle est nettement inférieure à ce qu'elle est dans le Rhin. La concentration en cadmium est nettement moindre que

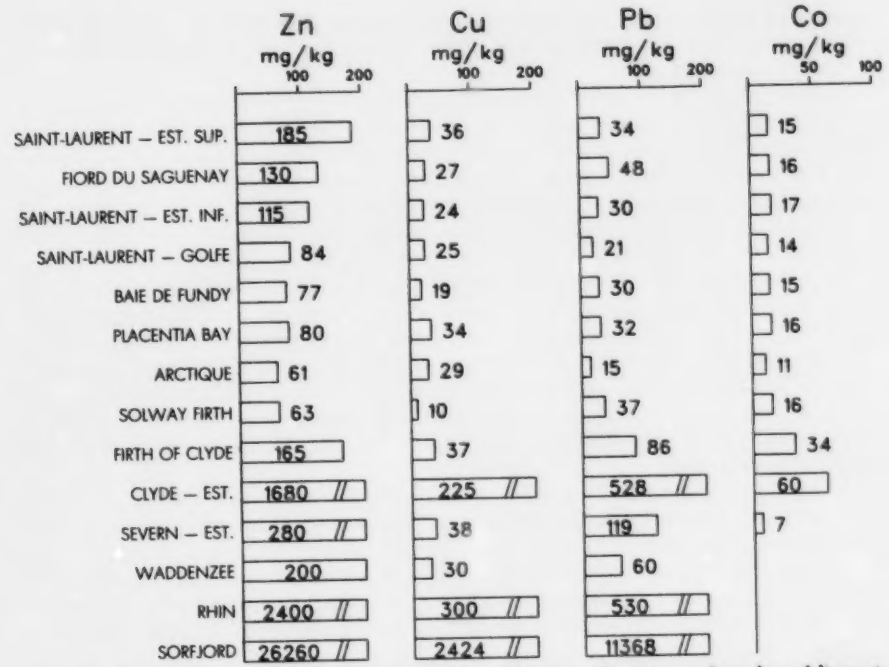


FIG. VII.5a. Concentrations en Zn, en Cu, en Pb et en Co totaux dans les sédiments à grains fins de différents secteurs du golfe du Saint-Laurent et en certains autres endroits de l'est du Canada et en Europe.

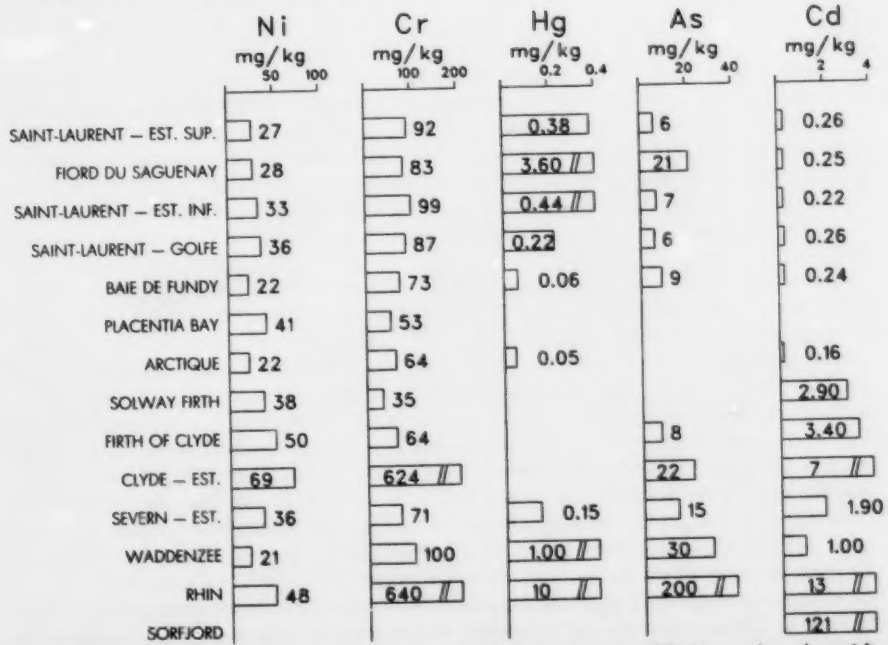


FIG. VII.5b. Concentrations en Ni, en Cr, en Hg, en As et en Cd totaux dans les sédiments à grains fins de différents secteurs du golfe du Saint-Laurent et en certains autres endroits de l'est du Canada et d'Europe.

celle rapportée dans l'estuaire de la Severn, le Firth of Clyde, l'estuaire de la Clyde et la Waddenzee. La concentration en mecure dans toutes les parties du golfe est également inférieure, en moyenne, à la concentration rapportée pour la Waddenzee, mais celle du fiord du Saguenay se compare aux concentrations mesurées dans les sédiments du Rhin.

Prises globalement, les données indiquent qu'à l'exception du Hg, les métaux trouvés dans les sédiments du Saint-Laurent n'ont pas encore atteint, et n'atteindront peut-être pas, la concentration relativement élevée qui est observée dans les sédiments contaminés de certains estuaires d'Europe. Même s'ils sont trouvés en concentration détectable, les apports industriels en Zn, en Cu, en Pb, en Cr, en V, en As et en Cd qui passent dans les sédiments du Saint-Laurent demeurent aujourd'hui comparativement faibles. Des apports industriels soutenus pourront conduire éventuellement à une contamination accrue par les métaux, notamment dans les sédiments du bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent et ceux du fiord du Saguenay. L'activité industrielle a déjà conduit à une grave contamination par le mercure du fiord du Saguenay (Loring, 1975; Loring et Bewers, 1978; Smith et Loring, 1981). (Chapitre VIII).

Modes de transport et de sédimentation des métaux-traces

Les métaux-traces ont été introduits dans l'estuaire et le golfe, et continuent de l'être, en solution et en association avec des colloïdes inorganiques et des matières solides à granulométrie fine (chapitre VI). Cependant, la mesure de la concentration en métaux totaux n'est pas adéquate pour identifier les vecteurs et les modes de transport de ces métaux particulaires car une partie de la charge en métaux est associée librement aux particules et une partie est liée physiquement et (ou) chimiquement dans les minéraux et les particules détritiques.

Fractionnement des métaux-traces

On a mis au point des méthodes chimiques sélectives permettant de fractionner les métaux particulaires et les métaux sédimentaires dans leur phase faiblement liée et leur phase résiduelle (Hirst, 1962; Loring et Nota, 1968; Loring, 1976a, b). Pareil fractionnement chimique par extraction avec l'acide acétique en faible concentration permet de tirer certaines conclusions ayant trait à la position d'un élément et son trajet jusque dans les sédiments.

La fraction soluble à l'acide acétique est ce qu'on appelle couramment la fraction liée librement ou la fraction non détritique (Hirst, 1962; Loring, 1976a, b; 1978; 1979; 1981). On croit que cette fraction représente une certaine partie de la quantité d'un élément qui a été initialement arrachée à une roche-mère et (ou) qui a été produite sous forme dissoute à partir de sources industrielles. Cette partie de la teneur totale en métaux est incorporée dans la phase particulaire tant sur les lieux même de la météorisation que durant le transport. Les métaux non détritiques sont également transférés de la solution ou de la forme colloïdale à la phase sédimentaire lors de la sédimentation, par précipitation, adsorption sur les MPS et par l'extraction par des organismes. Certaines des contributions non détritiques peuvent correspondre à des ions dégagés lors de la diagénèse, à des métaux retenus dans les carbonates, à des composés amorphes très solubles du Fe et du Mn et (ou) retenus en surface et dans les interstices des particules.

D'un autre côté, la partie correspondant à la concentration en métaux totaux qui reste dans la phase insoluble à l'acide, et qu'on définit comme étant la phase résiduelle ou détritique, correspond, pense-t-on, à la fraction de la teneur en métaux qui est contenue dans les réseaux cristallins de sulfures, d'oxydes et de silicates détritiques ainsi que des composés insolubles secondaires, qui comprennent principalement les oxydes de fer et de manganèse. Ces minéraux et composés sont transportés sous forme de fines particules clastiques et sédimentent avec d'autres matériaux détritiques de granulométrie et de vitesse de sédimentation comparables.

Dans les sédiments du Saint-Laurent, la majeure partie des métaux-traces totaux (61-98 %) se trouve dans la phase détritique (insoluble à l'acide) alors que la fraction restante (2 à 39 %), mais qui est importante géochimiquement, se retrouve dans la fraction non détritique (soluble à l'acide) (tableau VII.2). Cependant, le cadmium constitue une exception notable; il est trouvé principalement dans la fraction non détritique (39-80 %).

Les données sur le fractionnement livrent des indices utiles sur le comportement géochimique de chacun des éléments et sur l'emplacement ainsi que l'étendue de la contamination dans une région donnée. Le pourcentage de la concentration en métaux totaux qui est retenu dans les fractions non détritiques ($Me_{nd}/Me_t \times 100$), ainsi que les concentrations détritiques et non détritiques varient d'une région à l'autre et selon les variations de la texture sédimentaire dans les différentes parties d'une région donnée. Ces variations sont illustrées à la Fig. VII.6-8. Par exemple, la concentration de la fraction détritique et de la fraction non détritique (mg/kg) du Zn (Fig. VII.6), comme de la plupart des autres éléments, augmente habituellement de manière significative ($P < 0,01$) à mesure que décroît la granulométrie des sédiments. Il a été observé que les principales exceptions sont le Pb non détritique (de l'estuaire inférieur et de la partie ouverte du golfe) ainsi que le Pb détritique (bassin supérieur de l'estuaire — Fig. VII.7). Le V détritique (Fig. VII.8b) constitue également une exception car sa concentration diminue à mesure que décroît la granulométrie des sédiments dans le bassin supérieur de l'estuaire.

Sur le plan régional, la concentration la plus élevée en Zn, en Cu et en Pb détritiques et non détritiques est trouvée dans les sédiments à grains fins du bassin supérieur de l'estuaire et du fiord du Saguenay; la concentration diminue progressivement du bassin inférieur de l'estuaire jusqu'à la partie ouverte du golfe. Cependant, la concentration en Co détritique et non détritique semble rester assez constante dans toutes les parties du système. Le Cr non détritique est trouvé en plus forte concentration dans les vases du bassin supérieur de l'estuaire et cette dernière diminue à mesure qu'on se dirige vers la partie ouverte du golfe. À l'inverse, la concentration en V non détritique la plus élevée est trouvée dans les vases du fiord du Saguenay et du bassin inférieur de l'estuaire.

Il se produit également des variations régionales et texturelles importantes du rapport Me_{nd}/Me_t (Fig. VII.6-8). Ce rapport augmente à l'inverse de la granulométrie dans le cas du Zn, du Pb, du Ni, du Cr et du V dans le bassin supérieur de l'estuaire, mais il varie peu en fonction de la granulométrie dans le cas du Co et du Cu dans

TABLEAU VII.2. Concentration en métaux non détritiques, en pourcentage de la concentration en métaux totaux dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent.

Métal	Fleuve	Est. sup.	Fiord Saguenay	Est. inf.	Golfe — secteur ouvert	Ensemble
Zn	41^{c}	$17^{} - 39^{c}$	$14^{a} - 29^{c}$	$18^{b} - 20^{a,b,c,d}$	$8^{c} - 9^{a,b,d}$	8-41
Cu	30^{c}	$17^{a,c} - 20^{b}$	$14^{b} - 21^{c}$	$13^{c} - 20^{a}$	$7^{b} - 13^{a}$	7-30
Pb	$<24^{c}$	$17^{a} - 26^{c}$	$12^{d} - 25^{c}$	$15^{b} - 19^{d}$	$18^{c} - 25^{c}$	12-26
Co	23^{c}	$14^{a,b} - 20^{c}$	$8^{a} - 25^{b}$	$18^{b,c} - 24^{b}$	$8^{c} - 13^{a,d}$	8-25
Ni	—	$13^{a,b} - 19^{c}$	$11^{a} - 29^{b}$	$16^{c,d} - 23^{a}$	$12^{a,b} - 15^{c,d}$	11-29
Cr	—	$4^{a} - 11^{c}$	$2^{a} - 9^{d}$	$2^{} - 5^{d}$	$2^{a,c,d} - 3^{b}$	2-11
V	—	$5^{a} - 10^{c}$	$6^{a} - 23^{d}$	$6^{a} - 18^{d}$	$8^{c,d} - 11^{b}$	5-23
Cd	—	$67^{c} - 80^{a}$	$39^{a,c} - 71^{b,d}$	$74^{c} - 76^{d}$	—	—
Nombre d'échantillons	2	20	19	49	127	217

Type de sédiment :
[a]sable vaseux : 5-30 % pélite (moins de 0,05 mm), plus de 70 % sable (2-0,05 mm).
[b]pélites (vases) très sableuses : plus de 30 % sable, plus de 30 % pélite.
[c]pélites (vases) sableuses : 5-30 % sable, plus de 70 % pélite.
[d]pélites (vases) : moins de 5 % sable, plus de 95 % pélites.

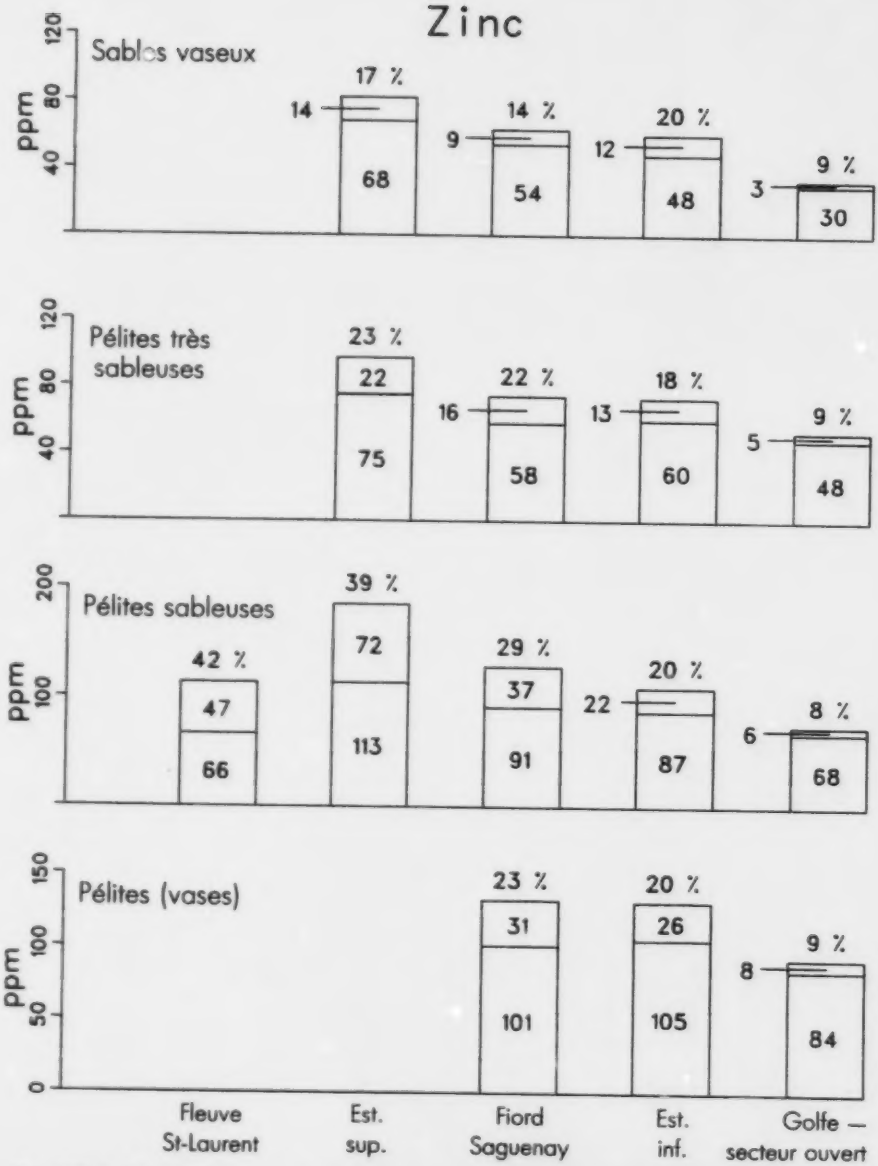


FIG. VII.6. Fractionnement du Zn total dans sa phase non détritique (haut des barres) et dans sa phase détritique (bas de barres) dans des sédiments de différents types trouvés dans le golfe du Saint-Laurent. Le pourcentage de Zn non détrique/total est indiqué au-dessus des barres (Smith et Loring, 1981, avec autorisation).

le bassin supérieur de l'estuaire, dans le cas du Zn, du Cu et du Pb dans le bassin inférieur de l'estuaire ainsi que dans le cas du Zn, du Cu, du Co, du Ni, du Cr et du V dans la partie ouverte du golfe. Dans le fiord du Saguenay, les rapports les plus élevés sont trouvés avec le Zn, le Cu et le Pb dans les vases sableuses à la tête du fiord tandis que les rapports les plus faibles sont trouvés en association avec les sables vaseux. Sur le plan régional, il y a une diminution significative du rapport Me_{nd}/Me_t dans les sédiments de texture équivalente (vases sableuses et vases) lorsqu'on passe du fleuve (Zn

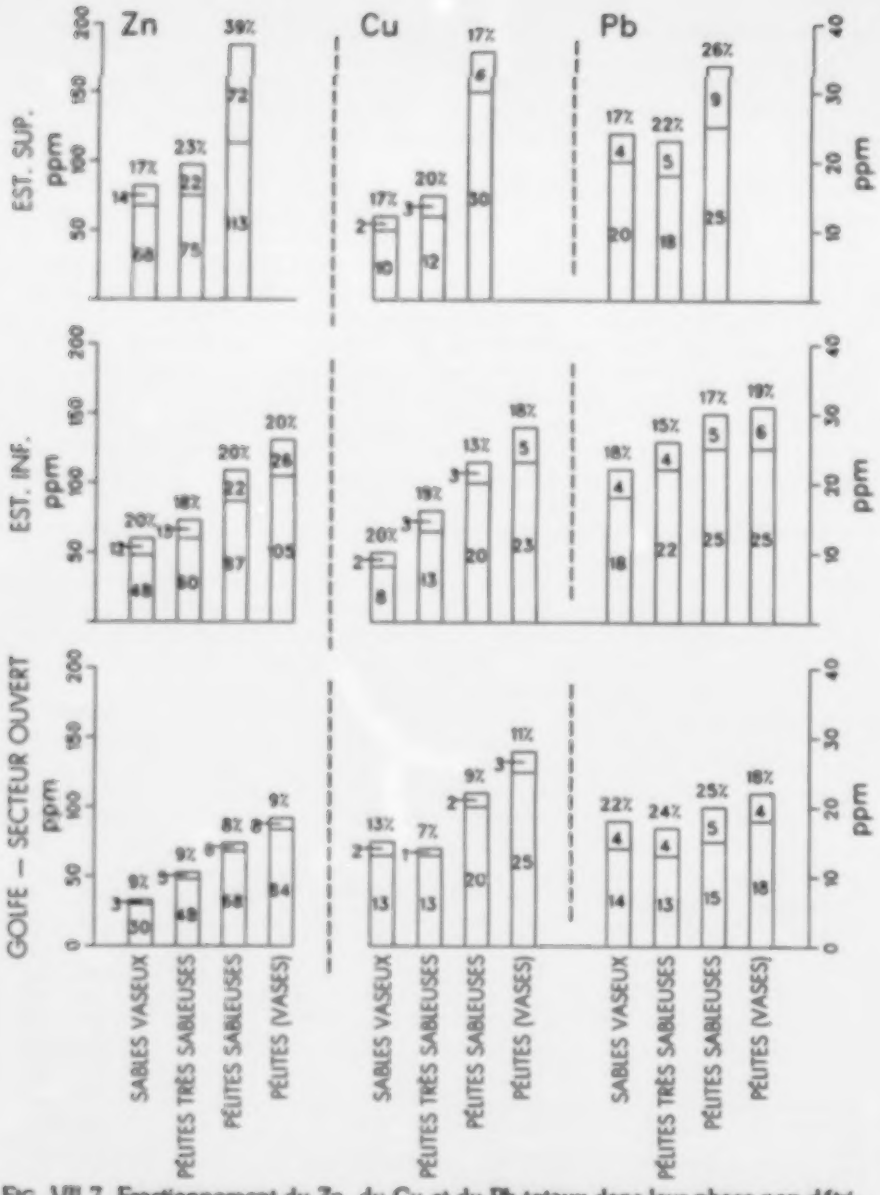


FIG. VII.7. Fractionnement du Zn, du Cu et du Pb totaux dans leur phase non détritique (haut des barres) et dans leur phase détritique (bas des barres), dans différents secteurs et types de sédiments du golfe du Saint-Laurent. Le pourcentage des métaux totaux trouvés dans la phase non détritique est indiqué au-dessus des barres (retracé d'après Loring, 1978, avec autorisation).

et Cu) et du bassin supérieur de l'estuaire (Zn, Cu, Pb et Cr) ainsi que du fiord du Saguenay, au bassin inférieur de l'estuaire et à la partie ouverte du golfe.

Par conséquent, la concentration totale relativement élevée en Zn, en Cu et en Pb du bassin supérieur de l'estuaire et du fiord du Saguenay est directement attribuable à l'importance de la phase non détritique et de la diminution vers la mer de la concentration en éléments totaux ainsi qu'à une diminution de la concentration en métaux

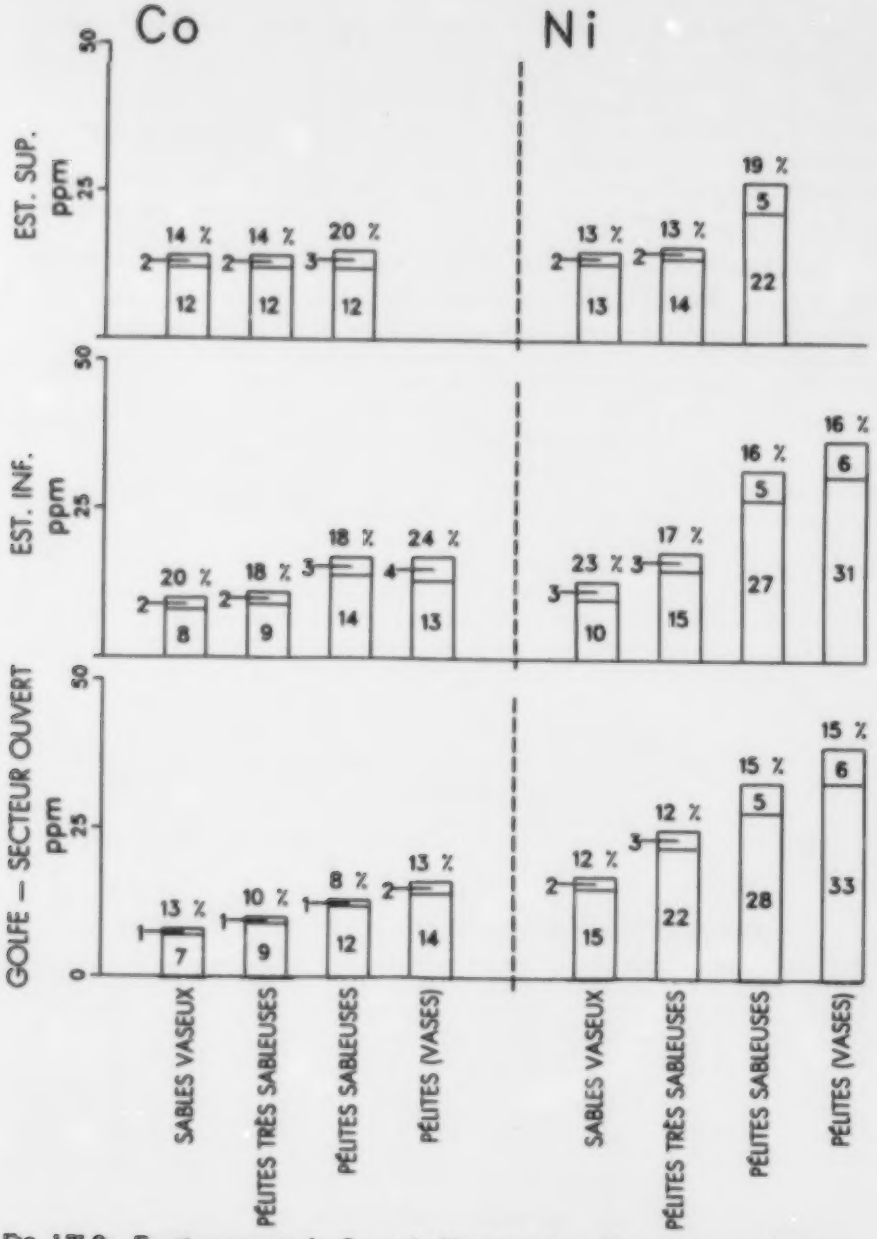


FIG. VII.8a. Fractionnement du Co et du Ni totaux dans leur phase non détritique moyenne (haut des barres) et dans leur phase détritique (bas des barres), dans différents secteurs et types de sédiments du golfe du Saint-Laurent. Le pourcentage de métaux totaux trouvés dans la phase non détritique est indiqué au-dessus des barres (retracé d'après Loring, 1979, avec autorisation).

non détritiques dans les sédiments. Cela indique (Loring, 1978, 1979, 1981) qu'une partie assez importante de la phase non détritique est passée dans les sédiments à l'embouchure du fleuve et à celle du Saguenay où des métaux sont introduits en assez fortes concentrations, sous forme dissoute ou solide, dans le milieu estuarien; ces métaux

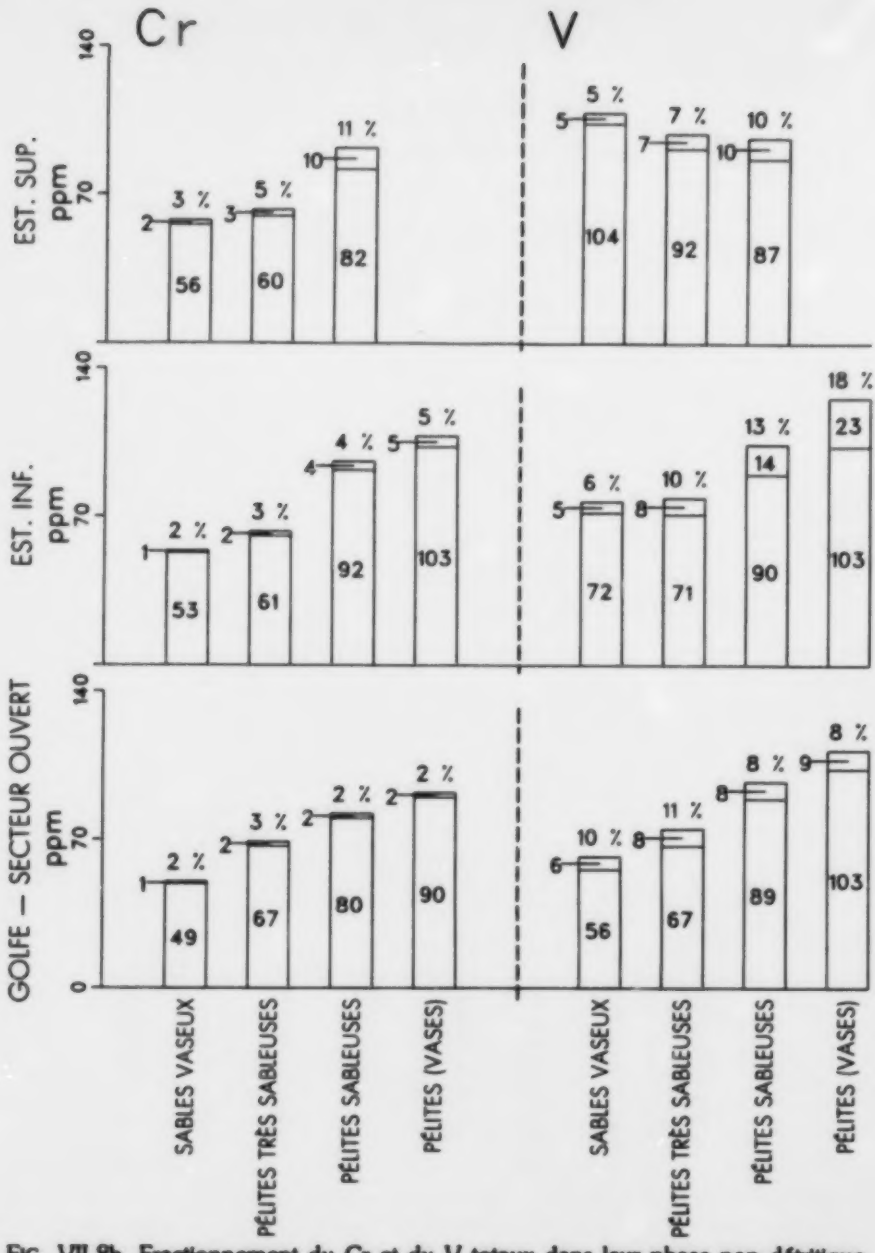


FIG. VII.8b. Fractionnement du Cr et du V totaux dans leur phase non détritique moyenne (haut des barres) et dans leur phase détritique moyenne (bas des barres) dans différents secteurs et sédiments de différents types du golfe du Saint-Laurent. Le pourcentage des métaux totaux trouvés dans la phase non détritique est indiqué au-dessus des barres (retracé d'après Loring, 1979, avec autorisation).

sont d'origine naturelle ou anthropique. La majeure partie de la phase non détritique est apparemment extraite dans le milieu estuarien, mais une petite quantité s'échappe vers la mer et elle sédimente en quantité de plus en plus réduite en fonction de l'éloignement de la source. Ce phénomène est illustré par le Zn non détritique dont la con-

centration diminue à mesure qu'on s'éloigne vers la mer, de 39 % du total dans le bassin supérieur de l'estuaire à 8 % du total dans la partie ouverte du golfe (fig. VII.6). Le rapport constant Me_{nd}/Me_t de tous les éléments (à l'exception du V) en fonction des changements texturaux dans le bassin inférieur de l'estuaire et dans la partie ouverte du golfe, signifie que seulement une petite partie supplémentaire des métaux est extraite de solution par les MPS de différentes façons lors du transport des métaux du bassin inférieur de l'estuaire jusqu'à la partie ouverte du golfe ou encore par adsorption sur les sédiments après la sédimentation.

Minéraux/composés-hôtes porteurs de métaux-traces détritiques

Les minéraux/composés-hôtes à grains fins sont les principaux porteurs de métaux lourds détritiques (69-89 % du total) et ce sont eux qui contrôlent la concentration de la plupart des métaux, exception faite du Cd, dans les sédiments. La plus forte concentration en métaux détritiques est observée en présence d'autres matériaux à grains fins dans les auges sous-marins et les vallées du plateau continental où ces matériaux ont sédimenté dans l'environnement sédimentologique présent.

Statistiquement (tableaux VII.3-6), une corrélation positive significative ($P < 0,01$) entre la plupart des métaux détritiques et la quantité de vase à grains fins (moins de 63 μm) met en lumière la forte augmentation de concentration en métaux détritiques à mesure que décroît la granulométrie. La corrélation inverse significative ($P < 0,01$) entre les métaux détritiques et le Si montre que le quartz (SiO_2) agit comme diluant des minéraux métallifères dans les sédiments. Dans beaucoup de milieux sédimentaires, la plupart des métaux-traces covarient avec l'Al et la granulométrie car les aluminosilicates à grains fins constituent les principaux minéraux-hôtes des métaux. Ce n'est pas le cas dans la région du Saint-Laurent où il n'existe pas de relation significative

TABLEAU VII.3. Matrices de corrélation du Zn, du Cu et du Pb détritiques (D) et non détritiques (ND) contenus dans les sédiments du bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent et dans ceux du fiord du Saguenay. Ce tableau est extrait d'analyses plus approfondies (Loring, 1976a, 1978).

	Zn		Cu		Pb	
	D	ND	D	ND	D	ND
BASSIN SUPÉRIEUR DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT						
Vase (%)	0,84	0,87	0,88	0,74	—	0,80
Carbone organique	0,90	0,96	0,98	0,77	—	0,93
Carbonate	0,87	0,90	0,88	0,77	—	0,84
Si	−0,73	−0,82	−0,84	−0,74	—	−0,80
Al	—	—	—	—	—	0,58
Fe (total)	—	—	—	—	—	—
Fe (ND)	0,80	0,85	0,82	0,82	—	0,82
Mg	0,67	0,75	0,80	0,63	0,54	0,72
Li (total)	0,72	0,82	0,84	0,73	—	0,81
	($n = 20$, $P < 0,01$ pour $r > 0,56$)					
FIORD DU SAGUENAY						
Vase (%)	0,95	0,88	0,97	0,74	0,79	—
Carbone organique	0,81	0,95	0,89	0,85	0,73	0,62
Carbonate	0,69	—	—	—	0,76	—
Si	−0,86	−0,83	−0,91	−0,84	−0,62	—
Al	—	—	—	—	—	—
Fe (total)	0,74	0,57	0,72	—	0,78	—
Fe (ND)	0,59	0,55	0,69	—	—	—
Mg	0,92	0,82	0,94	0,67	0,77	—
Li (total)	0,94	0,70	0,90	0,58	0,72	—
	($n = 20$, $P < 0,01$ pour $r > 0,56$)					

($P \leq 0,05$) entre l'Al et le Zn, le Cu, le Pb, le Co et le V (tableaux VII.3 et VII.6). Il existe dans la partie ouverte du golfe une covariance positive significative entre les métaux détritiques et l'Al qui montrerait une augmention générale de la concentration en métaux avec la concentration à la hausse des minéraux aluminosilicatés, ceci à mesure que la granulométrie des sédiments diminue.

L'inexistence du rapport attendu s'explique par la quantité relativement élevée de feldspaths aluminifères dans le sable (40-60 % feldspaths) ainsi que dans les matériaux à granulométrie voisine de la vase (25-40 % feldspaths), notamment dans les secteurs nord du golfe. Ces feldspaths apportent de l'Al, mais peu ou pas de métaux-traces dans les sédiments et c'est ce qui masque le rapport métaux/Al. À l'inverse, de fortes covariances de métaux détritiques avec le Li, qui ne pénètre pas dans les réseaux des feldspaths, ainsi qu'avec le Mg et le Fe (tableaux VII.3-6) dans toutes les régions, indiqueraient que ces métaux se trouvent tout d'abord dans les minéraux ferromagnésiens : mica à biotite, amphiboles, chlorite, pyroxènes, et grenats ainsi que d'autres minéraux isolés d'oxydes et de sulfures qui sont associés à la fraction minérale lourde des sédiments.

La figure VII.9 montre l'étroite covariance qui existe entre les concentrations de Zn et de Li, mais pas avec celles de l'Al, alors que la concentration en métaux augmente à l'inverse de la granulométrie dans 18 échantillons provenant de différents endroits dans le golfe. L'augmentation de la concentration en métaux à mesure que les grains deviennent plus fins montre les changements granulométriques des minéraux-hôtes alors que l'étalement des concentrations en métaux à l'intérieur de chaque fraction granulométrique révèle les différences minéralogiques attribuables à la provenance des matériaux. Par exemple, les variations assez réduites de la concentration en Al qui accompagnent les fortes variations granulométriques indiquent la présence de feldspaths aluminifères en assez grande quantité dans toutes les fractions granulométriques, tandis que l'étalement de la concentration en Al à l'intérieur de chaque fraction granulomé-

TABLEAU VII.4. Matrices de corrélation du Zn, du Cu et du Pb détritiques (D) et non détritiques (ND) trouvés dans les sédiments du bassin inférieur de l'estuaire du Saint-Laurent et dans la partie ouverte du golfe. Ce tableau est extrait d'analyses plus approfondies de Loring (1978).

	Zn		Cu		Pb	
	D	ND	D	ND	D	ND
BASSIN INFÉRIEUR DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT						
Vase (%)	0,78	0,63	0,63	0,40	0,42	—
Carbone organique	0,81	0,74	0,65	0,38	0,43	0,47
Carbonate	0,62	0,68	0,54	0,62	—	0,36
Si	−0,75	−0,65	−0,60	−0,49	—	—
Al	—	—	—	—	—	—
Fe (total)	0,66	0,41	0,48	—	—	—
Fe (ND)	0,78	0,87	0,64	0,59	—	0,47
Mg	0,67	0,37	0,50	—	—	—
Li (total)	0,84	0,73	0,68	0,55	0,40	0,40
	($n = 49$, $P < 0,01$ pour $r > 0,36$)					
PARTIE OUVERTE DU GOLFE DU SAINT-LAURENT						
Vase (%)	0,82	0,38	0,48	—	0,29	—
Carbone organique	0,78	0,25	0,53	—	0,30	—
Carbonate	—	—	—	—	−0,22	0,32
Si	−0,42	−0,26	−0,24	—	—	−0,45
Al	0,72	0,42	0,41	—	0,46	—
Fe (total)	0,87	0,46	0,50	—	0,42	—
Fe (ND)	0,25	0,58	—	—	0,27	—
Mg	0,68	0,26	0,50	—	—	—
Li (total)	0,92	0,35	0,61	—	0,29	—
	($n = 130$, $P < 0,01$ pour $r > 0,22$)					

TABLEAU VII.5. Matrices de corrélation du Co, du Ni, du Cr et du V contenus dans les sédiments du bassin supérieur de l'estuaire du Saint-Laurent et dans ceux du fiord du Saguenay. Ce tableau est extrait d'analyses plus approfondies (Loring, 1976b, 1979).

	Co		Ni		Cr		V	
	D	ND	D	ND	D	ND	D	ND
BASSIN SUPÉRIEUR DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT								
Vase (%)	—	—	0,72	0,69	0,82	0,86	—	0,64
Carbone organique	—	0,58	0,73	0,79	0,84	0,94	—	—
Carbonate	—	—	0,62	0,71	0,81	0,89	—	—
Si	—	−0,61	−0,72	−0,65	−0,79	−0,84	—	−0,68
Al	—	—	—	—	0,66	0,55	−0,63	0,77
Fe (total)	—	—	—	—	—	—	0,55	—
Fe (ND)	—	0,64	0,69	0,71	0,74	0,83	—	0,65
Mg	—	—	0,80	—	0,91	0,80	—	0,69
Li (total)	—	—	0,70	0,67	0,94	0,86	—	0,74
(n = 20, P < 0,01 pour r > 0,56)								
FIORD DU SAGUENAY								
Vase (%)	0,61	—	0,90	—	0,55	0,90	—	0,76
Carbone organique	—	—	0,70	—	—	0,71	—	—
Carbonate	—	—	0,61	—	—	0,55	0,67	—
Si	−0,60	—	−0,88	—	−0,64	−0,91	—	−0,81
Al	—	—	—	—	—	—	—	—
Fe (total)	0,83	—	0,74	—	0,69	0,65	0,62	0,66
Fe (ND)	—	—	0,64	—	—	0,65	—	0,71
Mg	0,66	0,57	0,88	0,54	0,57	0,87	—	0,80
Li (total)	0,70	—	0,95	—	0,68	0,93	—	0,88
(n = 20, P < 0,01 pour r > 0,56)								

TABLEAU VII.6. Matrices de corrélation du Co, du Ni, du Cr et du V détritiques (D) et non détritiques (ND) contenus dans les sédiments du bassin inférieur du Saint-Laurent et dans la partie ouverte du golfe du Saint-Laurent. Ce tableau est extrait d'analyses plus approfondies de Loring (1979).

	Co		Ni		Cr		V	
	D	ND	D	ND	D	ND	D	ND
BASSIN INFÉRIEUR DE L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT								
Vase (%)	0,56	0,55	0,81	0,68	0,78	0,72	0,50	0,60
Carbone organique	0,63	0,52	0,83	0,76	0,84	0,80	0,58	0,62
Carbonate	—	0,66	0,69	0,69	0,58	0,66	—	0,41
Si	−0,58	−0,57	−0,85	−0,77	−0,76	−0,72	−0,47	−0,65
Al	—	—	—	—	—	—	—	—
Fe (total)	0,58	—	0,68	0,59	0,66	0,38	0,50	0,38
Fe (ND)	0,46	0,70	0,80	0,78	0,74	0,87	0,52	0,59
Mg	0,71	—	0,75	0,56	0,76	0,42	0,50	0,40
Li (total)	0,70	0,61	0,92	0,82	0,89	0,77	0,66	0,59
(n = 49, P < 0,01 pour r > 0,36)								
PARTIE OUVERTE DU GOLFE DU SAINT-LAURENT								
Vase (%)	0,72	0,28	0,54	0,62	0,70	0,29	0,72	—
Carbone organique	0,65	—	0,59	0,67	0,66	0,28	0,70	—
Carbonate	—	—	—	—	—	—	—	—
Si	−0,34	—	—	−0,34	—	−0,68	−0,31	−0,31
Al	0,68	0,24	0,32	0,41	0,58	—	0,72	—
Fe (total)	0,80	0,26	0,51	0,59	0,72	—	0,81	—
Fe (ND)	0,37	0,33	—	0,26	0,25	0,30	0,24	—
Mg	0,66	—	0,74	0,62	0,78	—	0,62	—
Li (total)	0,82	0,36	0,67	0,80	0,75	—	0,83	—
(n = 130, P < 0,01 pour r > 0,22)								

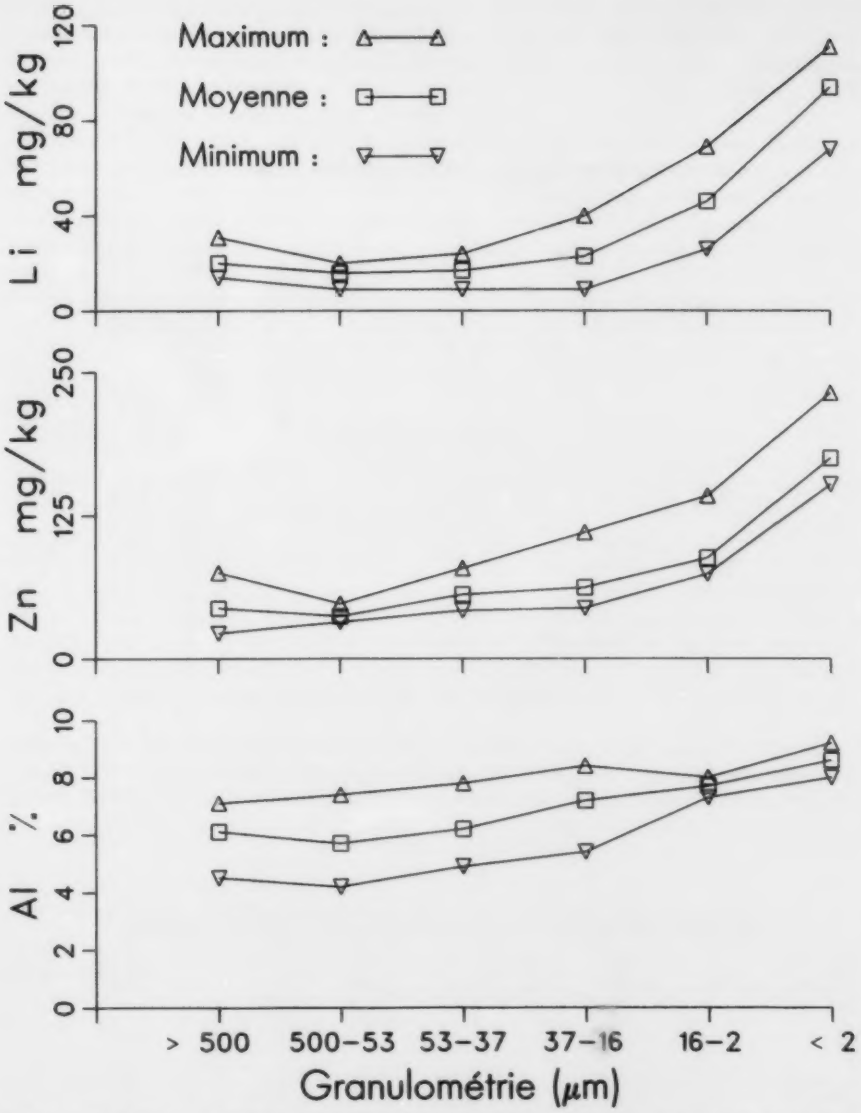


FIG. VII.9. Variation de la concentration en Al, en Zn et en Li en fonction de la granulométrie dans 18 échantillons provenant de différents endroits du golfe du Saint-Laurent.

trique, notamment des fractions supérieures à 16 μm, montre les différences minéralogiques qui existent entre la partie nord et la partie sud du golfe (Loring et Nota, 1973). L'étroite covariance du Li et du Zn avec les variations granulométriques montre l'abondance accrue de minéraux contenant du Li et du Zn à mesure que diminue la taille des grains et l'étalement de la concentration à l'intérieur de chaque fraction indique les effets de la provenance sur la distribution du Li et du Zn.

Les analyses avec des microsondes (Loring, 1976a, b; 1978) montrent qu'il y a suffisamment de grains de minéraux sulfurés (galène, sphalérite, pyrite et chalcopyrite) pour justifier la présence de la majeure partie du Zn, du Cu et du Pb détritiques dans les sédiments; ces analyses montrent aussi que les grains de chromite, de magnétite

et d'ilménite ainsi que les minéraux sulfurés et l'hornblende minérale ferromagnésienne, qui est riche en Ni, expliquent la présence de la majeure partie du Cr, du V, du Co et du Ni dans les sédiments.

Une corrélation du Zn et du Pb détritiques avec le carbonate (résultats exprimés en CO_2) dans certaines régions semble traduire une relation indirecte dans laquelle la concentration en carbonate augmente parallèlement à celle des éléments détritiques, mais à l'inverse de la taille des particules. Cependant, une corrélation positive entre le Zn détritique et le carbonate dans les sédiments du Saguenay peut être plus directe que la précédente; elle indiquerait une association minéralogique des spinelles de zinc avec des particules de calcaire métamorphique (skarn) d'origine détritique. Bien que le carbone organique paraisse varier directement en fonction du Zn, du Cu et du Pb détritiques, cette relation paraît être secondaire plutôt que primaire. Ce fait est démontré par l'extraction de résidus insolubles à l'acide acétique par le H_2O_2, qui libère les métaux liés organiquement. Les résultats montrent qu'il n'y a pas de quantité importante de métaux contenus dans la fraction détritique qui se trouvent dissous. Au lieu de cela, la relation se fait avec la granulométrie, c'est-à-dire que la quantité de matière organique et de minéraux métallifères détritiques augmente à mesure que diminue la granulométrie.

Porteurs de métaux-traces non détritiques

Les particules de matière organique et inorganique à grains fins offrent une grande superficie pour l'adsorption des éléments en solution et constituent de bons milieux de rétention des éléments durant le transport et la sédimentation. Dans la majeure partie de la région, la concentration comparativement élevée en éléments non détritiques des sédiments à grains fins (fig. VII.6-8) et leur forte covariance avec les vases (matériel de moins de 53 μm) et la matière organique (tableaux VII.3-6), montrent que la matière à grains fins est étroitement associée à l'abondance et à la distribution des métaux non détritiques.

Cependant, la faible quantité de métaux contenus dans cette fraction complique la détermination des minéraux/composés-hôtes autrement que par une analyse statistique. Dans la fraction inorganique de la plupart des sédiments, l'étroite corrélation de la plupart des métaux avec le fer non détritique (tableaux VII.3-6) indique que de tels apports proviennent de l'enrobage des grains par l'oxyde de fer, une phase souvent observée ailleurs (Jenne, 1968). Des corrélations moins accentuées des contributions d'origine non détritique avec le Mg, le Li et le carbonate indiquent également que certains métaux sont arrachés de minéraux ferromagnésiens et carbonatés auxquels ils sont liés par des phénomènes d'échange ionique. Compte tenu de sa nature, la fraction organique semble constituer un important vecteur de métaux non détritiques dans certains secteurs de la région. Dans les sédiments du Saguenay et du bassin supérieur de l'estuaire, la matière organique, principalement d'origine terrestre, semble être le principal vecteur du Zn, du Cu, du Pb et du Cr non détritiques ainsi que du Hg comme du Co, du Ni et du V dans une moindre mesure. À l'inverse, la matière organique d'origine marine dans les sédiments de la partie ouverte du golfe ne semble pas être un vecteur important de métaux non détritiques.

Facteurs de dispersion

Un certain nombre de facteurs sédimentologiques, hydrologiques, chimiques et physiques déterminent l'abondance et la distribution des métaux lourds dans les sédiments de la région du golfe du Saint-Laurent (Loring, 1975, 1976a, b, 1978, 1979, 1981). Les analyses statistiques portant sur les rapports entre les concentrations de métaux-traces d'origine non détritique et celles de métaux-traces d'origine détritique ainsi que les analyses d'autres caractéristiques des sédiments ont permis aux chercheurs de parvenir à certaines déductions ayant trait aux facteurs qui déterminent l'abondance et la distribution des éléments. On compte parmi ces caractéristiques la teneur en car-

bone organique et en carbonate, les principaux éléments ainsi que le fer et le manganèse non détritiques. Le tableau VII.7 donne un aperçu de l'importance des différentes fractions inorganiques sédimentaires et des porteurs de métaux dans les différentes parties du réseau du Saint-Laurent.

À l'échelle régionale, l'abondance et la distribution des métaux-traces se trouvent déterminées par les apports de métaux de sources naturelles et anthropiques ainsi que par le taux de sédimentation de ces métaux, et par les échanges chimiques et physiques de métaux dissous ou particulaires dans la colonne d'eau (chapitre VI) ainsi qu'au point de sédimentation.

Sur le plan physique, la petitesse des particules constitue le principal facteur de contrôle dans la plupart des régions. Les analyses factorielles (mode *r*) indiquent que la sédimentation des grains fins permet d'expliquer 40 % à 46 % de la variance totale inexpliquée dans les sédiments du Saint-Laurent (Loring, 1978, 1979). Cela s'explique par le fait que les vecteurs détritiques ont une granulométrie fine; or, les petites particules offrent beaucoup de surface pour l'adsorption des métaux en solution et pour leur rétention dans la fraction non détritique durant le transport et la sédimentation. Cette importante superficie peut également permettre des interactions avec l'eau de porosité dans les sédiments.

Les grains clastiques à granulométrie fine de composés et minéraux sulfurés, oxydés et silicatés métallifères qui ont sédimenté, constituent la principale source (61-93 %) de métaux totaux dans les sédiments. Les concentrations sont les plus élevées dans l'estuaire et elles s'abaissent progressivement vers le large, à mesure qu'on s'éloigne des sources intérieures de matériaux clastiques terrigènes apportés dans l'estuaire par le Saint-Laurent et le Saguenay. Cependant, le Cr, le Ni et le V font localement exception à cette règle : il se produit un enrichissement en V dans les matériaux de granulométrie semblable à celle du sable dans le bassin supérieur de l'estuaire, par suite d'une accumulation de minéraux qui contiennent du vanadium et qui proviennent de formations massives d'ilménites et de magnétites qui sont situées à Saint-Urbain, Québec; les anomalies locales de Cr, de Ni et de V trouvées au large de la côte ouest de Terre-Neuve résultent de la dispersion vers le large des minéraux-hôtes à partir d'un complexe de roches ultrabasiques situé près de la Bay of Islands.

La concentration en métaux de la fraction non détritique est en rapport avec la granulométrie et les interactions chimiques à l'intérieur du système. Les concentrations non détritiques les plus élevées sont trouvées dans les sédiments à grains fins qui se sont déposés le plus près de la source d'écoulement naturel et anthropique de métaux dissous et particulaires; par la suite, la concentration en métaux non détritiques décroît à mesure qu'on s'éloigne vers le large.

Les sédiments à grains fins trouvés sous la zone de turbidité dans le bassin supérieur de l'estuaire semblent constituer le principal point d'élimination du Zn, du Cu, du Pb, du Ni, du Cr et du V non détritiques (Loring, 1978, 1979). Cette accumulation a été obtenue par la floculation, le dépôt et la sédimentation différentielle d'assez grosses particules enrichies en matière organique (Kranck, 1979) et en métaux disponibles dans le maximum de turbidité. La matière organique, principalement d'origine terrestre (chapitre V), constitue le principal piège et moyen de transfert vers le fond de la mer du Cr, du Zn et du Pb disponibles ainsi que, dans une moindre mesure, du Co, du Ni et du Cu. Les oxydes de fer hydratés semblent être les pièges les plus efficaces du Ni, du V et peut-être du Cu et du Co. Une étude détaillée du commencement de la diagénèse du Co à l'interface sédiment/eau par Gendron *et al.* (1986) a permis de confirmer que la petite quantité de Co mobile est associée à des hydroxyde de Fe-Mn. Certains de ces matériaux riches en métaux peuvent être remis en suspension et se mélanger dans les couches supérieures d'eau (Sundby et Silverberg, 1985), mais il semble qu'à cause de la sédimentation très rapide, il y ait très peu de perte nette de métaux provenant du fond. Les rapports élevés du Zn, du Pb et du Cr non détritiques aux métaux totaux dans les sédiments à grains fins indiqueraient que des quantités additionnelles de ces métaux qui seraient contenues en solution viendraient s'ajouter à la quantité de métaux sous forme particulaire qui pénètrent dans l'estuaire. Dans

TABLEAU VII.7. Rôles occupés par la texture, les fractions inorganiques et organiques et (ou) le point de sédimentation des éléments contenus dans les sédiments.

Facteur	Granulométrie	Rôle	Fraction	Zn	Cu	Pb	Co	Ni	Cr	V
Sable	> 50 µm	Diluant	D[a]	1,2,3[b]	1,2,3	1,2,3	2,3	1,2,3	1,2,3	2,3
			ND	1,2	1,2	1,2	3	1,2,3	1,2,3	1,2
		Concentrateur	D							1
Vase	< 50 µm	Concentrateur	D	1,2,3	1,2,3	1,2,3	2,3	1,2,3	1,2,3	2,3
			ND	1	1,2	1	2,3	1,2,3	1,3	2
Quartz	> 50 µm	Diluant	D	1,2,3	1,2,3	—	2,3	1,2	1,2	2
			ND	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2,3	1,2,3	1,2,3
Aluminosilicates	< 50 µm	Associé	D	3	3	3	3	3	1,3	3
			ND	3	—	1	3	3	1	—
		Diluant	D	—	—	—	—	—	—	1
Ferromagnésiens	< 50 µm	Vecteur mineur	D	1,2,3	1,2,3	—	2,3	2,3	2,3	2,3
		Vecteur	ND	1,2,3	1	1	—	2,3	2,3	2,3
Silicates de Mg	< 50 µm	Vecteur	D	2,3	2,3	1	—	1	1	—
			ND	—	—	—	—	—	1	1
Chromite	< 50 µm	Vecteur important	D	—	—	—	—	—	1,2,3	—
Magnétite	< 50 µm	Vecteur important	D	—	—	—	—	—	1,2,3	1,2,3
Oxydes Fe-Ti	> 50 µm	Vecteur important	D	—	—	—	3	—	3	1,3
		Vecteur mineur	ND	—	—	—	—	—	2	—
Sulfures	< 50 µm	Vecteur important	D	1	1	1	2,3	2,3	—	—
		Vecteur mineur	D	—	—	—	1	1	—	—
Enrobage d'oxyde de Fe	< 50 µm	Vecteur mineur	D	1,2,3	1,2	3	3	1	1,3	3
		Vecteur important	ND	1,2,3	1,2	1,2	1,2,3	1,2,3	1,2,3	1,2
Enrobage d'oxyde de Mn	< 50 µm	Vecteur mineur	D	3	3	3	3	3	3	2,3
			ND	2,3	—	—	2,3	2,3	—	—
Carbonates	< 50 µm	Associé	D	1,2	1,2	1,2	—	1,2	1,2	—
			ND	1,2	1,2	1,2	2	1,2	1,2	2
Matière organique	< 50 µm	Associé	D	1,2,3	1,2,3	2,3	2,3	1,2,3	1,2,3	2,3
		Vecteur important	ND	1,2	1,2	1,2	1	1,2	1	2
		Vecteur mineur	ND	3	—	—	2	3	2,3	—

[a]D = détritique; ND = non détritique.
[b]1 = bassin supérieur de l'estuaire; 2 = bassin inférieur de l'estuaire; 3 = partie ouverte du golfe du Saint-Laurent.

le cas de la plupart des autres métaux, cette augmentation à partir des métaux en solution est de moindre importance. Ces observations correspondent bien avec les mesures de distribution des métaux-traces dans la colonne d'eau (chapitre VI) qui indiquent que le Zn et le Cr sont en bonne partie retirés de la colonne d'eau dans cette région et que le Co et le Cu sont également enlevés, mais dans une moindre mesure. (Il n'y a pas de mesure du Pb dans la colonne d'eau).

Puisque la faible quantité de particules qui s'échappent du bassin supérieur de l'estuaire sont surtout inorganiques (Kranck, 1979), on observe une diminution vers le large du pourcentage de métaux non détritiques retenus dans les sédiments à grains fins du bassin inférieur de l'estuaire. Les particules qui s'échappent du fiord du Saguenay et qui viennent se déposer avec celles du bassin inférieur de l'estuaire viennent enrichir les sédiments en V, en Zn, en Cu, en Pb et en Hg non détritiques d'origine anthropique. Dans le bassin inférieur de l'estuaire, la majeure partie du Zn, du Pb, du Cu, du Cr, du Co et du Ni non détritiques est probablement associée aux particules qui entrent dans le bassin. Cependant, le V non détritique semble avoir été transporté en solution jusque dans le bassin inférieur de l'estuaire; c'est là qu'il est adsorbé ou associé aux oxydes de fer hydratés et, dans une moindre mesure, aux oxydes de Mn hydratés. Les métaux non détritiques ne sont transportés qu'en petites quantités seulement jusque dans la partie ouverte du golfe, par association avec les oxydes de Fe/Mn et par adjonction aux minéraux silicatés par échange ionique.

Même si la contribution réelle en métaux dans les sédiments du bassin supérieur de l'estuaire est assez peu importante pour l'instant, à comparer à la situation dans certains autres estuaires contaminés du monde, les quantités en chiffres absolus qui sont introduites par des sources naturelles et industrielles peuvent conduire à une accumulation excessive de ces métaux dans le bassin supérieur de l'estuaire et à un éventuel apport continuel d'éléments dans les sédiments situés du côté du large.

Références

CAMERON, E.M. 1968. A geochemical profile of Swan Hills reef. Can. J. Earth Sci. 5 : 287-309.

1969. Regional geochemical study of the Slave Point carbonates, western Canada. Can. J. Earth Sci. 6 : 247-268.

DEGROOT, A., W. SALOMONS ET M.A. ALLERSMA. 1974. Process affecting heavy metals in estuarine sediments. Rapport non publié, Institute of Soil Fertility Haren (Gn), Netherlands.

FLANAGAN, F.J. 1973. 1972 values for international geochemical reference samples. Geochim. Cosmochim. Acta 37 : 1189-1200.

GENDRON, A., N. SILVERBERG, B. SUNDBY ET J. LEBEL. 1986. Early diagenesis of cadmium and cobalt in sediments of the Laurentian Trough. Geochim. Cosmochim. Acta 50 : 741-747.

HATCH, W.R. ET W.L. OTT. 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. Anal. Chem. 40 : 2085-2087.

HIRST, D.M. 1962. The geochemistry of modern sediments from the Gulf of Paria — II The location and distribution of trace elements. Geochim. Cosmochim. Acta 26 : 1147-1187.

JENNE, E.A. 1968. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu, and Zn concentrations in soils and water : the significant role of hydrous Mn and Fe oxides. Am. Chem. Soc. Adv. Chem. Ser. 73 : 337-387.

KRANCK, K. 1979. Dynamics and distribution of suspended particulate matter in the St.Lawrence estuary. Nat. Can. (Que.) 106 : 163-173.

LORING, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci. 12 : 1219-1237.

1976a. The distribution and partition of zinc, copper, and lead in the sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 13 : 960-971.

1976b. Distribution and partition of cobalt, nickel, chromium, and vanadium

in the sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 13 : 1706-1718.

1978. Geochemistry of zinc, copper, and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci. 15 : 757-772.

1979. Geochemistry of cobalt, nickel, chromium, and vanadium in the sediments of the estuary and open Gulf of St.Lawrence. Can. J. Earth Sci. 16 : 1196-1209.

1981. Potential bioavailability of metals in eastern Canadian estuarine and coastal sediments. Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 181 : 93-101.

1982. Geochemical factors controlling the accumulation and dispersal of heavy metals in the Bay of Fundy sediments. Can. J. Earth Sci. 19 : 930-944.

1984. Trace-metal geochemistry of sediments from Baffin Bay. Can. J. Earth Sci. 21 : 1368-1378.

LORING, D.H. ET J.M. BEWERS. 1978. Geochemical mass balances for mercury in a Canadian Fjord. Chem. Geol. 22 : 309-330.

LORING, D.H. ET D.J.G. NOTA. 1968. Occurrence and significance of iron, manganese, and titanium in glacial marine sediments from the estuary of the St.Lawrence River. J. Fish. Res. Board Can. 25 : 2327-2347.

1973. Morphology and sediments of the Gulf of St.Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 182 : 147 p.

LORING, D.H. ET R.T.T. RANTALA. 1977. Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 700 : 58 p.

LORING, D.H., R.T.T. RANTALA ET J.N. SMITH. 1983. Response time of Saguenay Fjord sediments to metal contamination. Environ. Biogeochem. Ecol. Bull. 35 : 59-72.

MACKAY, D.W., W. HALCROW ET I. THORNTON. 1972. Sludge dumping in the Firth of Clyde. Mar Pollut. Bull. 3 : 7-10.

NOTA, D.J.G. ET D.H. LORING. 1964. Recent depositional conditions in the St.Lawrence River and Gulf. A reconnaissance survey. Mar. Geol. 2 : 198-235.

RANTALA, R.T.T. ET D.H. LORING. 1975. Multi-element analysis of silicate rocks and marine sediments by atomic absorption spectrophotometry. Atom. Absorp. Newsl. 14 : 117-120.

SKEI, J.M., N.B. PRICE, S.E. CALVERT, ET H. HOLTEDAHL. 1972. The distribution of heavy metals in sediments of Sorfjord, West Norway. Water Air Soil Poll. 1 : 452-461.

SMITH, J.N. ET D.H. LORING. 1981. Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. Environ. Sci. Tech. 15 : 944-951.

STONER, J.R. 1974. Trace element geochemistry of particulate matter and water from the marine environment. Thèse, University of Liverpool, Liverpool, England. 336 p.

SUNDBY, B. ET N. SILVERBERG. 1985. Manganese fluxes in the benthic boundary layer. Limnol. Oceanogr. 30 : 372-381.

WILLEY, J.D. 1976. Geochemistry and environmental implications of the surficial sediments in northern Placentia Bay, Newfoundland. Can. J. Earth Sci. 13 : 1393-1410.

YEATS, P.A., B. SUNDBY ET J.M. BEWERS. 1979. Manganese recycling in coastal waters. Mar. Chem. 8 : 43-55.

CHAPITRE VIII

La chronologie de la pollution et le paléoclimat révélés dans les sédiments du fiord du Saguenay

J.N. Smith

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

Le fiord du Saguenay est une longue vallée sous-marine étroite (70 kilomètres de longueur sur 1 à 6 kilomètres de largeur) taillée dans la roche cristalline du Bouclier canadien, qui s'ouvre sur l'estuaire du fleuve Saint-Laurent à 180 kilomètres à l'est de la ville de Québec (fig. VIII.1). Avec ses hautes parois rocheuses de plusieurs centaines de mètres au-dessus et au-dessous du niveau de la mer, le fiord du Saguenay offre un décor impressionnant qui a longtemps inspiré les légendes indiennes et nourri les craintes et la superstition franco-anglaises. L'isolement géographique du Saguenay dominé par la profonde vallée du fiord et son vaste bassin hydrographique (78 000 kilomètres carrés) a façonné une région qui se distingue par son identité culturelle. C'est également à sa situation géographique que le fiord du Saguenay doit son environnement unique pour l'étude des processus océanographiques fondamentaux qui ont été l'objet d'une série de recherches scientifiques relatées dans le présent chapitre.

L'un des objectifs importants de la géochimie marine consiste à prévoir la répartition des radionucléides et des substances stables qui leur ressemblent entre différentes phases environnementales et à prévoir les taux d'échange entre ces phases. La mesure de ces paramètres est essentielle pour comprendre les cycles géochimiques mondiaux et

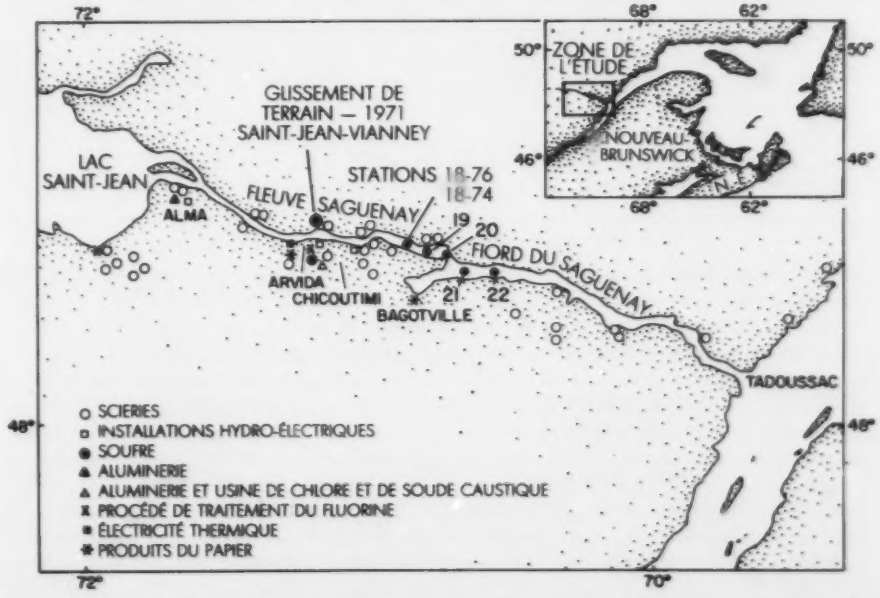


FIG. VIII.1. Situation géographique du fiord du Saguenay, dans l'est du Québec (Schafer *et al.* 1980, reproduction autorisée).

a d'importantes répercussions sur les problèmes associés à l'effet de la pollution sur les océans. L'énorme complexité de nombreux systèmes naturels reliés à l'écologie, au climat et à la géologie impose de fortes contraintes sur la conception des expériences axées sur la détermination quantitative des paramètres liés au transport. Cependant, les difficultés éprouvées au cours de ces études peuvent, parfois, être allégées si l'on se penche sur une section environnementale isolée et que l'on emploie des hypothèses de simplification, dans la modélisation du transport des radionucléides. L'un des meilleurs exemples d'une telle section isolée est un bassin hydrographique dans lequel les processus physico-chimiques régissant le transport environnemental des radionucléides et d'autres substances peuvent être définis par des études de leur transport en fonction du temps dans le bassin hydrographique. La dynamique de ces processus peut être établie soit par des mesures prises au cours de laps de temps correspondant aux taux reliés aux processus eux-mêmes, soit par l'examen d'un relevé approximatif des changements géochimiques observés dans une section environnementale non perturbée telle que les sédiments.

Le rôle du bassin hydrographique du Saguenay en tant que « laboratoire » de géochimie marine découle principalement de la détermination d'un régime sédimentaire unique à proximité de l'extrémité amont du fiord qui renferme un relevé extrêmement bien préservé des changements environnementaux survenus au cours des 500 dernières années. La chronologie stratigraphique des dépôts sédimentaires a été établie à l'aide du ^{210}Pb et d'autres méthodes de datation isotopique, et les résultats de l'opération ont été appliqués à l'examen de la géochronologie de l'apport sédimentaire d'autres substances. Les résultats de ces recherches ont permis de réaliser des progrès dans deux domaines, celui du transport des contaminants marins et celui de la paléoclimatologie. On résume dans les sections suivantes les progrès réalisés dans les recherches reliées à ces deux domaines.

Transport des contaminants

Pollution du fiord par le Hg

L'intérêt pour la sédimentologie du fiord du Saguenay a été suscité dans une large mesure par la découverte de Loring (1975) concernant des teneurs extrêmement élevées de Hg dans les sédiments de cette région (fig. VIII.2). Loring avait remarqué que des concentrations de Hg de l'ordre de 1-10 µg/g relevées dans le fiord dépassaient de loin les concentrations de cette substance (moins de 1 µg/g) décelées dans les sédiments à grains fins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (voir le Chapitre 1 pour une description du régime sédimentaire). De fortes concentrations de Hg avaient précédemment été relevées tant dans le poisson commercial que dans les sédiments des

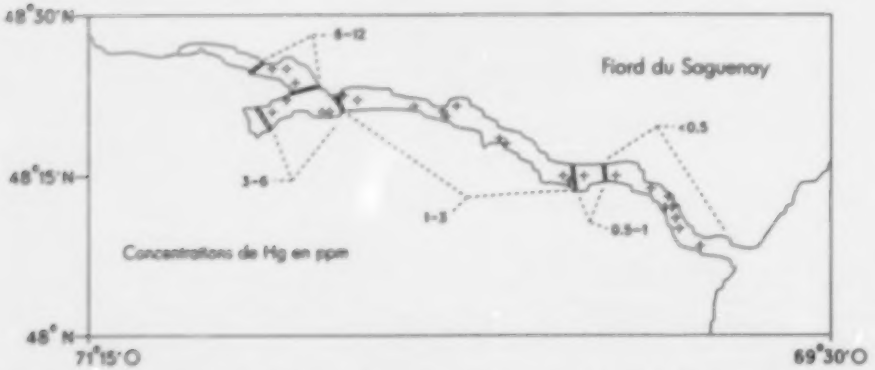


FIG. VIII.2. Répartition du Hg total dans les sédiments du fiord du Saguenay (Loring 1975, reproduction autorisée).

Grands lacs et du fleuve Saint-Laurent; la majeure partie de cette contamination étant due à des sources industrielles (Bligh 1970). Des teneurs élevées en Hg avaient également été relevées dans le poisson du fiord du Saguenay (Tam et Armstrong, 1972) et il semblait que la contamination du poisson et des sédiments était de même origine. Les résultats des observations de Loring (1975) révélaient qu'une source industrielle du Hg anthropique était située quelque part en amont du fiord du Saguenay, probablement dans le fleuve Saguenay. On estimait que l'usine de chlore et de soude caustique et que plusieurs usines de pâtes et papiers situées dans cette région (fig. VIII.1) étaient les sources de Hg les plus probables.

Les observations de Loring (1975) révélaient que les teneurs en Hg étaient inversement proportionnelles aux dimensions des particules sédimentaires et que les concentrations de Hg les plus fortes se trouvaient dans les boues à grains fins du bras supérieur du fiord. Hg était en corrélation positive avec le carbone organique et avec la lignine, celle-ci étant une composante caractéristique des matériaux végétaux d'origine terrestre. Pocklington et MacGregor (1973) avaient démontré antérieurement que les sédiments riches en matières organiques qui s'étaient déposés à l'extrémité amont du fiord se caractérisaient par des ratios C/N élevés et par de fortes teneurs en lignine. Pocklington avait indiqué que des matières organiques d'origine terrestre se déposaient dans cette région, principalement les déchets des usines de pâtes et papiers, et que la concentration de matières organiques d'origine terrestre diminuait en direction du large (voir le Chapitre V). Les mesures de Loring (1975) concernant les hautes teneurs en Hg dans les sédiments de cette région indiquaient que la matière organique d'origine terrestre (surtout des fibres de bois) était la principale porteuse du Hg de source industrielle. Il conclut que le Hg était adsorbé par l'élément organique du sédiment, ou formait un composé avec lui pour être par la suite lié au sédiment, à l'exception d'une faible proportion qui retournait en solution, par suite de la méthylation ou de la formation de composés organométalliques solubles.

Dans des études ultérieures, Loring (voir le Chapitre VII) signalait que le Co, le Ni, le Cr, le V et le Cu se trouvaient présents à des teneurs voisines des concentrations naturelles de fond dans les sédiments estuariens. Cependant, on a décelé également des teneurs élevées de Pb et de Zn dans les sédiments du fiord et ces métaux, dont on pense qu'ils étaient de source industrielle, étaient associés au même transporteur organique que les fortes concentrations de Hg. Ces déchets organiques dérivés des activités industrielles s'étaient dispersés en aval de leur point d'origine et, après être restés un certain temps en suspension, s'étaient déposés en même temps que des matières organiques naturelles et de fines particules inorganiques. Bien que l'apport de Pb et de Zn ait été réduit comparativement à celui du Hg, Loring (1976a) met en garde contre le risque d'une accumulation excessive dans l'avenir. Dans un rapport ultérieur, Loring *et al.* (1983) ont signalé l'apport d'un certain nombre de métaux lourds, notamment le Zn et le Pb dans les sédiments du Saguenay, comme l'indiquait une carotte de sédiments soumise à un processus de datation.

L'étendue de la contamination du fiord du Saguenay par le Hg a été cernée davantage par des études effectuées par Loring et Bewers (1978). On estimait à 105 t les quantités de Hg présentes dans la colonne d'eau et dans les sédiments en 1971, et l'on pensait que la plus grande partie provenait de l'usine de chlore et de soude caustique située à Arvida, sur le fleuve Saguenay (fig. VIII.1). Les concentrations de Hg les plus fortes se trouvaient dans les sédiments du bras supérieur du fiord (fig. VIII.2) où les vitesses de sédimentation élevées semblaient avoir entraîné un enfouissement rapide des couches riches en Hg. Bien que les rejets de Hg dans l'effluent de l'usine de chlore et de soude caustique aient été limités suite aux règlements gouvernementaux imposés en 1971, les résultats des études de Loring et Bewers (1978) révélaient que de hautes teneurs en Hg étaient toujours présentes dans la colonne d'eau du fiord même en 1973. L'inquiétude suscitée par la possible contamination au Hg des pêches commerciales d'envergure dans le golfe du Saint-Laurent a encore augmenté suite aux résultats des études de Bourget et Cossa (1976) qui révélaient que la teneur des moules en Hg baissait dans les échantillons recueillis dans l'estuaire du Saint-Laurent et au-delà,

en direction de l'océan, ce qui laisse croire que ce gradient de concentration est lié aux quantités de Hg déversées et charriées dans les eaux du fiord.

En dépit des études extrêmement variées sur le Hg entreprises dans le fiord du Saguenay et dans l'estuaire du Saint-Laurent et en dépit d'une analyse du bilan massique des flux de Hg dans le système (Loring et Bewers 1978), la source du Hg reste incertaine. En effet, on ne peut pas déterminer avec certitude si les quantités de Hg rejetées par l'usine de chlore et de soude caustique ont dépassé les quantités limites imposées par le gouvernement après l'entrée en vigueur des nouveaux règlements en 1971. En outre, bien que d'autres indices révèlent que le Hg provient de l'usine située au bord du fleuve Saguenay, l'établissement d'une corrélation entre l'apport de Hg dans les sédiments et l'exploitation de l'usine permettrait d'établir avec certitude que cette usine est la seule source de pollution par le Hg de la région. Il est clair qu'on a besoin d'autres techniques pour trancher cette question.

Méthode de datation au ^{210}Pb

L'inquiétude croissante à l'égard de la contamination des ressources marines et aquatiques par des agents de pollution d'origine humaine, au cours des années 1960 et 1970, a donné lieu à un effort intensif pour mettre au point une méthodologie permetttant d'évaluer l'étendue et la date des événements polluants. Déteminer la chronologie reliée à l'apport de polluants dans les sédiments sous-jacents constitue une façon d'évaluer la source de la pollution d'un système aquatique. La prise de conscience de l'utilité possible de cette approche a mené à l'élaboration de nouvelles techniques de datation isotopique par la radioactivité qui permettent de déterminer les vitesses de sédimentation récentes dans les milieux lacustres et côtiers. L'expérience a montré que la plus efficace de ces techniques était celle de la datation au ^{210}Pb, appliquée tout d'abord par Koide *et al.* (1972) aux systèmes marins. Le ^{210}Pb est un membre de la série radioactive ^{238}U des radioisotopes que l'on retrouve à l'état naturel et qui sont parmi les éléments radioactifs les plus abondants de la croûte terrestre. Des déséquilibres dans cette série radioactive sont créés par le dégagement du gaz inerte ^{222}Rn des sols dans l'atmosphère où il se désintègre rapidement en ^{210}Pb. Les précipitations déposent le ^{210}Pb à la surface des océans et des lacs où il est rapidement récupéré et transporté dans les sédiments où il fait figure de sous-produit de l'activité radioactive, y est enfoui et subit une désintégration radioactive avec demi-vie de 22,3 ans. Par la suite, un état stable peut se créer et l'on peut mesurer la désintégration radioactive exponentielle du ^{210}Pb excédentaire dans la colonne sédimentaire pour calculer la vitesse de sédimentation des dépôts survenus au cours des 100 dernières années.

Robbins et Edgington (1975) ont confirmé l'applicabilité de la méthode qui consiste à recourir à ce radioisotope à l'état naturel comme traceur géochronologique pour mesurer d'autres horizons chronostratigraphiques associés aux retombées de radionucléides comme le ^{137}Cs. Il est clair qu'il s'agit d'une méthode que l'on peut employer pour déterminer la source de pollution par le Hg dans les sédiments contaminés comme ceux du fiord du Saguenay.

Smith et Walton (1980) ont eu recours au ^{210}Pb pour étudier les vitesses de sédimentation récentes dans le fiord du Saguenay. Ils ont étendu les applications antérieures de ce traceur en déterminant toute une série d'autres marqueurs chronostratigraphiques fondés sur le pollen, les traceurs des retombées (essai des armes atomiques) et les assemblages de microfossiles qui ont corroboré les résultats de la datation au ^{210}Pb. Ces études ont indiqué que la vitesse de sédimentation dans le fiord du Saguenay diminuait de façon exponentielle à mesure qu'augmentaient le profondeur de l'eau et la distance de l'extrémité amont du fiord (fig. VIII.3), révélant par le fait même que le fleuve Saguenay était la principale source de matières en suspension déposées dans le fiord. On a également mesuré les teneurs en Hg dans des carottes de sédiments que l'on avait datées au moyen du ^{210}Pb (Smith et Loring, 1981). Les premières concentrations élevées de Hg au-dessus du niveau de fond sont apparues à des profondeurs de 4 à 20 cm dans les sédiments (fig. VIII.4). Cependant, la profon-

FIG. VIII.3. Les vitesses de sédimentation sont déterminées par datation au ^{210}Pb pour divers endroits du fiord où des prélèvements ont eu lieu. Les numéros des stations figurent entre parenthèses (Smith et Loring, 1981, avec autorisation).

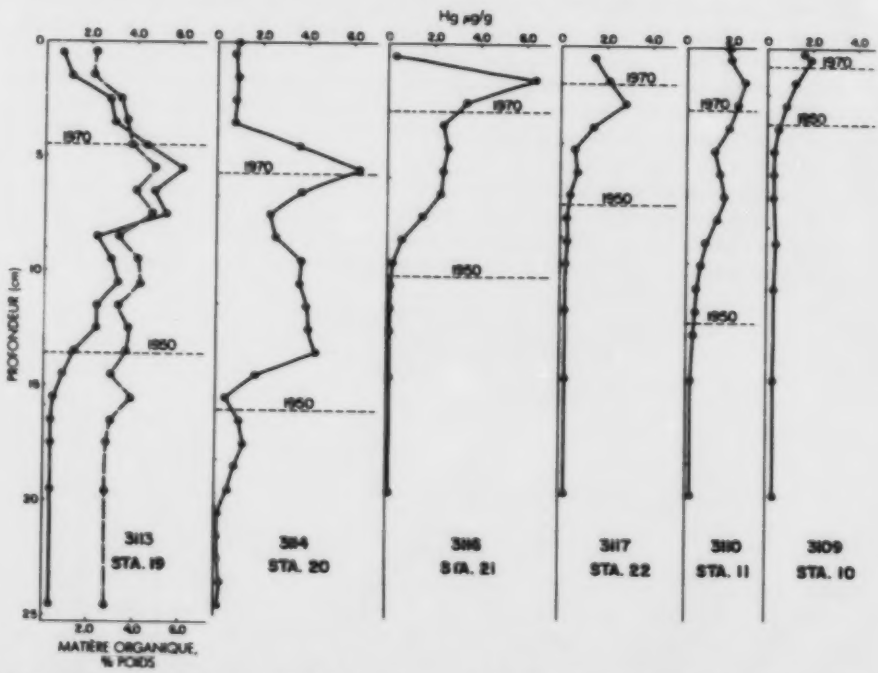


FIG. VIII.4. Concentration de Hg par rapport à la profondeur des sédiments pour la série des carottes de la fig. VIII.3 — Les données relatives à la datation au ^{210}Pb (1950 et 1970) sont fournies pour chaque carotte. Ces horizons stratigraphiques sont fonction de la sédimentation, de la densité et, dans certains cas (carotte 3110) de glissement de terrain (données reproduites de Smith et Loring 1981, avec autorisation).

deur de l'enfouissement du mercure était approximativement proportionnelle à la vitesse de sédimentation, si bien que lorsqu'un test de géochronologie au ^{210}Pb a été effectué pour chaque carotte de sédiments, on s'est rendu compte que le seuil de Hg de source anthropique (niveau de Hg supérieur au niveau de fond) correspondait à un dépôt survenu aux environs de 1950 (fig. VIII.4). Il existe un autre moyen plus précis de mesurer la contamination par la source de Hg, à savoir le flux du Hg dans les sédiments, qui est le produit de la vitesse de sédimentation et de la concentration de Hg.

Les flux de Hg les plus importants ont été mesurés à l'extrémité amont du fiord, mais le flux de Hg présente les mêmes caractéristiques géochronologiques en chaque point du fiord (fig. VIII.5). L'observation la plus significative faite par Smith et Loring (1981) était que l'apport de Hg de source anthropique a commencé à se produire en 1947 (risques d'erreur de ± 3 ans) d'après la datation géochronologique au ^{210}Pb pour la série de carottes. Comme l'usine de chlore et de soude caustique a été construite en 1947, les résultats de l'étude de Smith et Loring indiquent clairement que cette usine est la principale source de contamination des eaux du fiord du Saguenay par le Hg.

Les résultats des études de Smith et Loring (1981) et de Schafer *et al.* (1980) concernaient un deuxième point important en matière de contamination du fiord par le Hg. Loring et Bewers (1978) avaient décelé de fortes concentrations de Hg dans les eaux du fiord en 1973, ce qui indiquait que le déversement de concentrations importantes de Hg a pu se produire au début des années 1970, soit plusieurs années après que l'usine de chlore et de soude caustique a reçu l'ordre de réduire ses rejets de Hg dans les eaux du fiord. Cependant, dans chaque carotte prélevée dans le fiord, on a observé que le flux de Hg baissait à proximité de l'interface sédiments-eau (fig. VIII.6). Les données sur la chronologie des flux de Hg et sur l'ampleur du Hg près de l'horizon stratigraphique de 1971 étaient compatibles avec le respect des règlements gouvernementaux par l'usine de chlore et de soude caustique, lesquels imposaient des restrictions au rejet du mercure dans l'effluent liquide de l'usine. Smith et Loring (1981) ont évalué la source des déversements par l'usine de chlore et de soude caustique en fonction du temps et ont fixé des limites au taux de balayage du Hg (colonne d'eau du fiord). Dans une étude connexe, Schafer *et al.* (1980) ont entrepris une analyse détaillée de l'apport en matière organique et en Hg dans le fiord entre 1964 et 1976 en examinant un échantillon recueilli dans un régime sédimentaire bien conservé à proximité de l'extrémité amont du fiord. Les résultats ont révélé une période de séjour du Hg dans les sédiments fluviatiles en amont de l'ordre de 2 ans et ils ont confirmé les données géochronologiques reliées à l'apport de Hg, communiquées par Smith et Loring

FIG. VIII.5. Flux excédentaire de Hg ou quantité de source anthropique charriée (teneur totale moins teneur de fond) en fonction de la datation au ^{210}Pb des dépôts de chaque carotte (reproduction de Smith et Loring, 1981, avec autorisation).

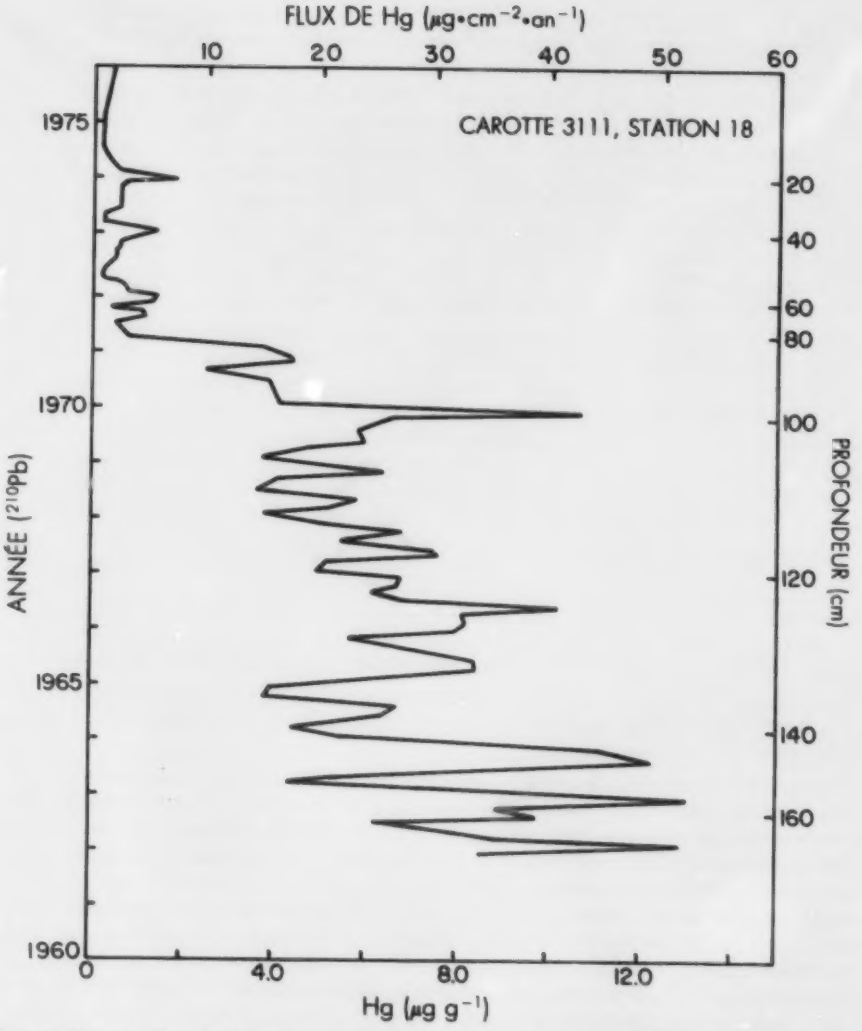


FIG. VIII.6. Le flux du Hg en fonction de la date de dépôt du ^{210}Pb pour la carotte 3111 (Station 18) — La baisse marquée de 1971 reflète la diminution des déversements de Hg par l'usine de chlore et de soude caustique (reproduction de Smith et Loring, 1981, avec autorisation).

(1981). Barbeau *et al.* (1981a, 1981b) ont eux aussi réalisé des études permettant de déterminer l'âge des plus anciens dépôts de Hg. À cette fin, ils ont mesuré les teneurs en ^{137}Cs associées aux essais d'armes atomiques. Ces auteurs ont conclu que la contamination du fiord par l'apport de Pb et de Zn de source industrielle s'était produite au cours de la période qui a suivi la Seconde Guerre mondiale, période marquée par le développement industriel de la région du Saguenay.

Contamination par les déchets d'usine de pâtes et papiers et par les HAP

Outre les métaux lourds, de nombreux types de contaminants ont été décelés dans les sédiments du fiord du Saguenay. Plusieurs auteurs (Loring et Nota, 1968; Loring 1975; Pocklington et MacGregor, 1973; Tan et Strain, 1979) ont attiré l'attention sur

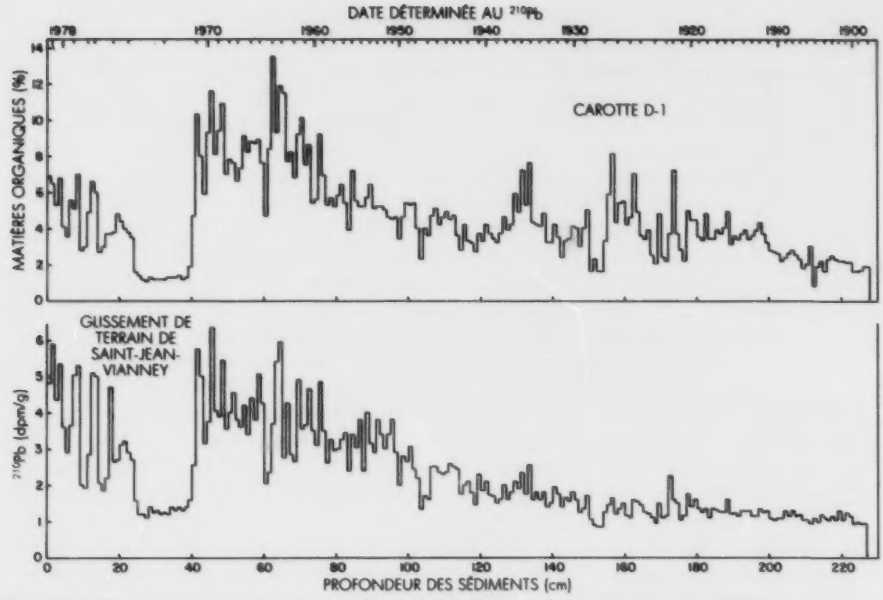


FIG. VIII.7. Le pourcentage de matière organique et la répartition du ^{210}Pb pour la carotte D-1 en fonction de la profondeur des sédiments et de la date du dépôt établie par le ^{210}Pb (axe supérieur) sont déterminés à l'aide d'un modèle de flux constant du ^{210}Pb. Les concentrations de Pb sont exprimées en désintégrations par minute (dpm) par gramme de sédiment séché (données reproduites de Smith et Schafer 1987, avec autorisation).

les quantités importantes de matières organiques d'origine terrestre qui s'étaient déposées dans les sédiments à l'extrémité amont du fiord. Comble de l'ironie, c'est la forte concentration de matières organiques qui a facilité les études sédimentologiques reliées à l'apport d'autres facteurs de pollution. En effet, cette concentration de matières organiques est suffisamment importante pour avoir réduit les réserves des sédiments en oxygène, ce qui a créé un milieu benthique anoxique, essentiellement dépourvu d'organismes à la source de la bioturbation. L'absence du brassage sédimentaire généralement causé par la faune marine est responsable de la préservation exceptionnelle de la stratigraphie sédimentaire et a facilité la datation de ces sédiments à l'aide de méthodes faisant appel à des éléments radioactifs.

L'analyse de la distribution verticale des matières organiques présentes dans les sédiments permet de retracer l'historique de la croissance de l'industrie des pâtes et papiers dans la région du Saguenay (Schafer *et al.*, 1980; Smith et Schafer, 1987). Une augmentation de la teneur en matières organiques au-dessus du niveau de fond est tout d'abord évidente dans les sédiments qui se sont déposés en 1910-1912, soumis aux techniques de datation (fig. VIII.7). Cette augmentation s'est produite en même temps que l'installation des premières grosses machines de pâte à papier dans l'usine de pâtes de Kénogami située sur le fleuve Saguenay (fig. VIII.1). L'expansion des usines de pâtes et papiers d'Alma et de Kénogami au cours des années 1920 se reflète dans les concentrations plus fortes dans les sédiments pour cette période; par ailleurs, la faillite de l'industrie de pâte à papier du Saguenay, dans les années 1930, s'est accompagnée d'une soudaine baisse du profil des concentrations de matières organiques (Smith et Schafer, 1987). Le flux des matières organiques dans les sédiments a augmenté à nouveau au cours de la période qui suivit la Seconde Guerre mondiale et qui correspond à une période de développement des usines de pâtes, puis a baissé pour la seconde fois dans les sédiments déposés au cours des années 1960, probablement suite à l'installation de systèmes de dépollution dans les usines de pâtes de l'époque.

Dernièrement, d'autres types d'agents de contamination sont devenus une source majeure d'inquiétude pour l'environnement. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont certains sont des substances extrêmement cancérigènes, sont rejetés lors de la plupart des activités de combustion et ont été décelés dans de fortes concentrations dans les sédiments du fiord du Saguenay (Martel *et al.*, 1986). La détermination des sources de ces agents de contamination est particulièrement importante pour cette région très industrialisée, car Chicoutimi présente l'un des taux de cancer les plus élevés au Canada. On suppose que la source des rejets de HAP est une grande aluminerie dont les installations se trouvent à Arvida et Alma (fig. VIII.1) où de grandes quantités de HAP sont rejetées comme sous-produit des techniques d'affinage électrolytique de l'aluminium (Martel *et al.*, 1986). Smith et Levy (1988) ont déterminé la source précise des apports de HAP dans les sédiments par des analyses d'une carotte de sédiments datés avec précision, avec risque d'erreur de moins d'un an (résolution géochronologique). Les résultats des analyses indiquent que les concentrations de HAP sont étroitement associées au même transporteur que le Hg, soit les matières organiques d'origine terrestre, principalement la fibre de bois. Le principal apport de HAP dans les sédiments du fiord est relié au déversement direct dans le fleuve Saguenay de déchets en provenance des filtreurs ou des « épurateurs » atmosphériques. Il semble qu'une plus faible composante des apports de HAP dans les sédiments soit associée au rejet direct de HAP dans l'atmosphère, suivi d'un dépôt local dans le fiord. Smith et Levy (1988) ont aussi indiqué que la diminution des apports de HAP dans le fleuve Saguenay, depuis la fin des années 1970, était imputable à l'application de méthodes d'épuration et de filtrage plus efficaces de la part de l'établissement d'affinage en 1976.

Modèle de bassin hydrographique pour le transport des radionucléides

À l'origine, les retombées de radionucléides tels le ^{137}Cs et le $^{239,240}Pu$ issues des essais d'armes atomiques réalisés dans l'atmosphère étaient mesurées dans les sédiments, pour confirmer les données sur la géochronologie des sédiments au ^{210}Pb. Les essais d'armes dans l'atmosphère, commencés en 1952, ont atteint leur point culminant en fréquence et en ampleur en 1958 et à nouveau en 1962, puis ont été abandonnés en bonne partie quelques années plus tard, ce qui a permis de cerner la source des retombées radioactives à la surface de la terre. Cependant, la datation par le ^{210}Pb dans les sédiments du fiord du Saguenay s'est révélée si précise que l'on pouvait analyser les profils des retombées dans les sédiments de façon à faire ressortir les caractéristiques moins évidentes associées à leur cycle géochimique à travers les systèmes aquatiques et marins. Afin d'interpréter les données relatives à l'apport de radionucléides issus de retombées dans les sédiments, un modèle de bassin hydrographique en deux parties a été mis au point pour le transport des radionucléides associés à des particules, dans le sol et dans l'eau du bassin hydrographique (Smith et Ellis 1981, 1982). On s'est servi d'une mise en parallèle de la chronologie reliée aux apports de radionucléides atmosphériques dans le bassin hydrographique et de la chronologie reliée à la présence de ces éléments dans les sédiments du fiord du Saguenay pour établir les paramètres du transport des radionucléides dans le bassin hydrographique. Ce modèle a servi à prévoir les répartitions du ^{137}Cs et du Pu dans les couches sédimentaires pour différents apports et pour différentes périodes de séjour dans le bassin hydrographique, que l'on pouvait comparer avec des profils expérimentaux pour obtenir des détails sur les particularités de leur transport (Smith et Ellis, 1982).

La répartition du $^{239,240}Pu$ dans les couches sédimentaires pour une carotte (D-1) prélevée à l'extrémité amont du fiord est illustrée à la figure VIII.8; la date déterminée au ^{210}Pb pour chaque couche sédimentaire apparaît en haut de la figure. Le début de l'apparition du Pu en 1952 et les sommets atteints par cet élément à la fin des années 1950 et au début des années 1960 concordent avec le relevé des retombées de ce secteur. Les sommets et les creux de ce profil sont principalement imputables à l'apport par charriage de matières plus grossières, pauvres en Pu, à l'occasion du débit fluvial printanier et de glissements de terrain; il faut se servir du profil de flux du Pu (qui équi-

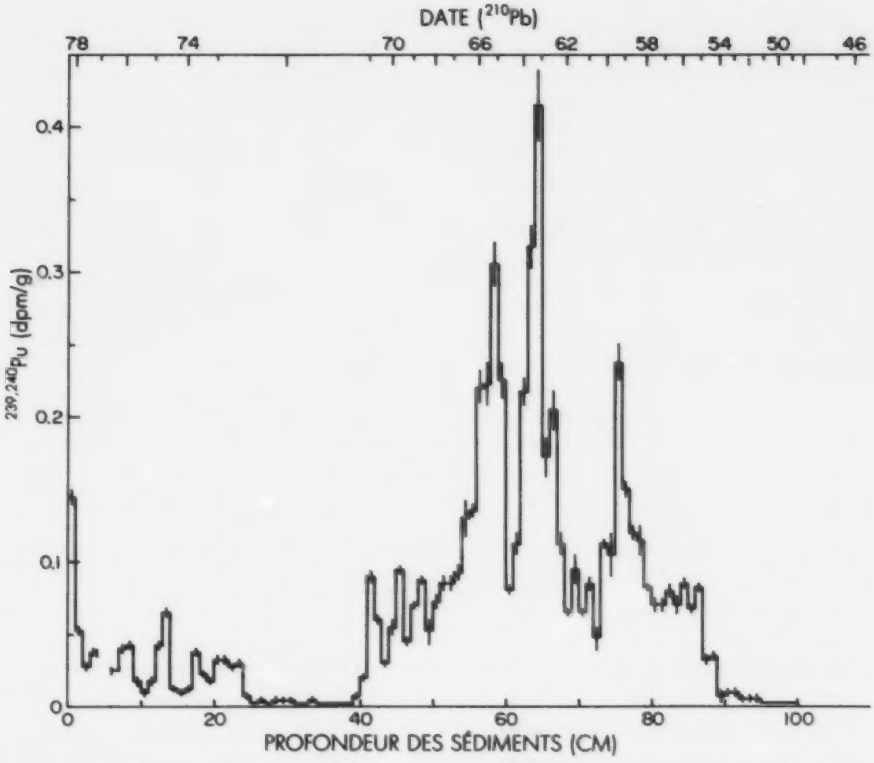


FIG. VIII.8. Répartition des activités relatives au ^{239,240}Pb par rapport à la profondeur des sédiments et à la date de sédimentation (^{210}Pb) — axe supérieur — pour la carotte D-1 (données reproduites de Smith *et al.*, 1987, avec autorisation).

vaut au produit de la concentration du Pu par la vitesse de sédimentation pour chaque intervalle) dans les analyses de la dynamique reliée au flux de cet élément dans le bassin hydrographique. La répartition de l'apport de Pu (fig. VIII.9) est comparée aux valeurs de l'apport prévu par le modèle de bassin hydrographique pour des vitesses de sédimentation constantes fournies par Smith *et al.* (1987). Ces résultats indiquent que la période de séjour du Pu dans les sols du bassin hydrographique est de l'ordre de 3000 ans avant que cet élément commence à subir les effets de l'érosion en même temps que les particules du sol et soit transporté par les systèmes fluviaux jusqu'à la sortie du système. Par contre, on a constaté que le ^{137}Cs avait une période de séjour considérablement réduite dans le bassin hydrographique (1000 ans), ce qui en fait un élément plus mobile dans le système (Smith *et al.*, 1987).

La persistance du Pu dans les éléments qui composent le sol du bassin hydrographique a été confirmée par des études du ^{238}Pu dans les sédiments. En 1964, un satellite de navigation mû par un système d'énergie nucléaire auxiliaire (SNAP-9A) génératrice contenant 17 kCi de ^{238}Pu s'est consumé à son retour au-dessus de l'océan Indien, ce qui a fait tripler les concentrations mondiales de ^{238}Pu. Cet apport de ^{238}Pu charrié à la surface de la terre a entraîné une brusque augmentation du rapport ^{238}Pu/^{239,240}Pu (dépassant la valeur de fond de 0,024 imputable aux essais d'armes atomiques) dans les particules atmosphériques (Thomas et Perkins, 1975) pour la décennie qui a suivi l'accident, tel qu'illustré à la figure VIII.10. Le rapport ^{238}Pu/^{239,240}Pu dans les sédiments datés du Saguenay a augmenté également suite à l'accident du SNAP-9A (fig. VIII.10) survenu à la fin des années 1960. Dans ce cas-ci, cependant, l'augmentation du ratio ^{238}Pu/^{239,240}Pu est inférieure à l'augmentation du

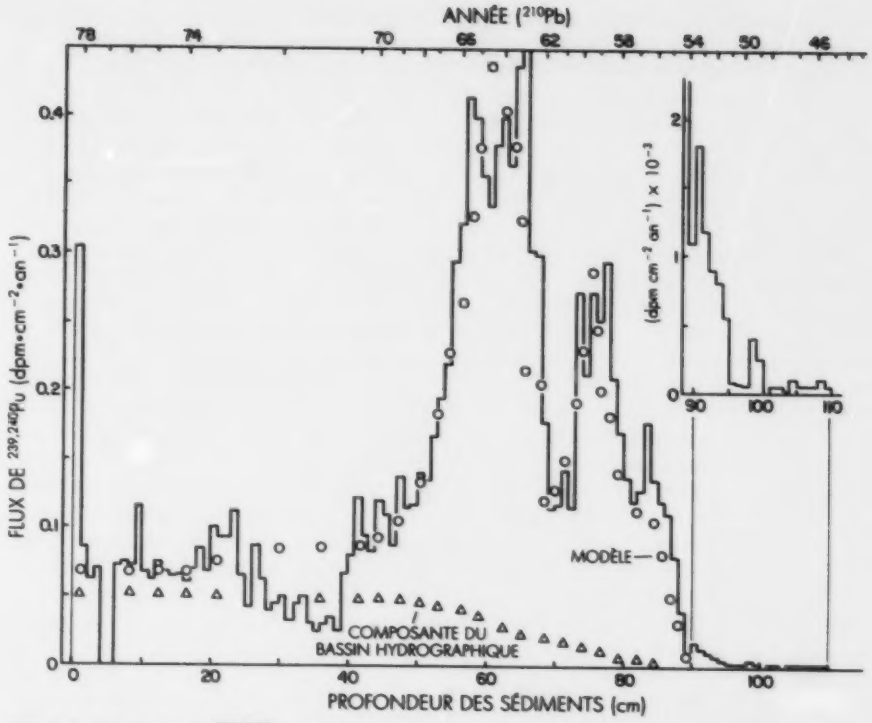


FIG. VIII.9. Flux du ^{239,240}Pu en fonction de la profondeur des sédiments et de la date de dépôt du ^{210}Pb pour la carotte de sédiments D-1 — Les données sur le flux, calculées pour le modèle de bassin hydrographique, sont indiquées par de petits cercles; les données sur le flux uniquement imputable à l'érosion dans le bassin hydrographique sont reproduites par des petits triangles. Le médaillon illustre le flux du Pu au cours des premiers essais d'armes, au début des années 1950 (données reproduites de Smith *et al.* 1987, avec autorisation).

ratio associé aux particules atmosphériques en raison des retards liés au transport du Pu dans le sol et dans l'eau du bassin hydrographique. Les données sur les retombées atmosphériques (concentration de particules atmosphériques) du ^{239}Pu peuvent être introduites dans le modèle de bassin hydrographique à l'aide des vitesses constantes employées pour l'étude de l'apport découlant des retombées consécutives à l'essai d'armes; les prévisions établies par le modèle concordent avec les observations sur les profils des sédiments (fig. VIII.10). Ces études confirment également l'absence de migration postsédimentaire des isotopes de Pu dans les sédiments marins anoxiques, car tout retour en solution aurait pour effet d'abaisser rapidement le gradient de concentration du ^{238}Pu/^{239,240}Pu dans la carotte D-1 par instauration d'un nouvel équilibre isotopique.

Études paléoclimatologiques du fiord du Saguenay

Les bassins hydrographiques présentent une grande diversité quant au paysage, au climat et à l'écologie et chacun a ses propres caractéristiques hydrologiques qui se reflètent dans ses particularités de débit d'eau et de particules. Le débit des cours d'eau dans les bassins hydrographiques des climats tempérés varie surtout sur une base saisonnière, mais il est également influencé par des composantes de fréquence secondaire reliées aux tendances climatologiques à plus long terme. L'érosion des particules et le transport massique dans ces systèmes sont sensibles aux variations saisonnières

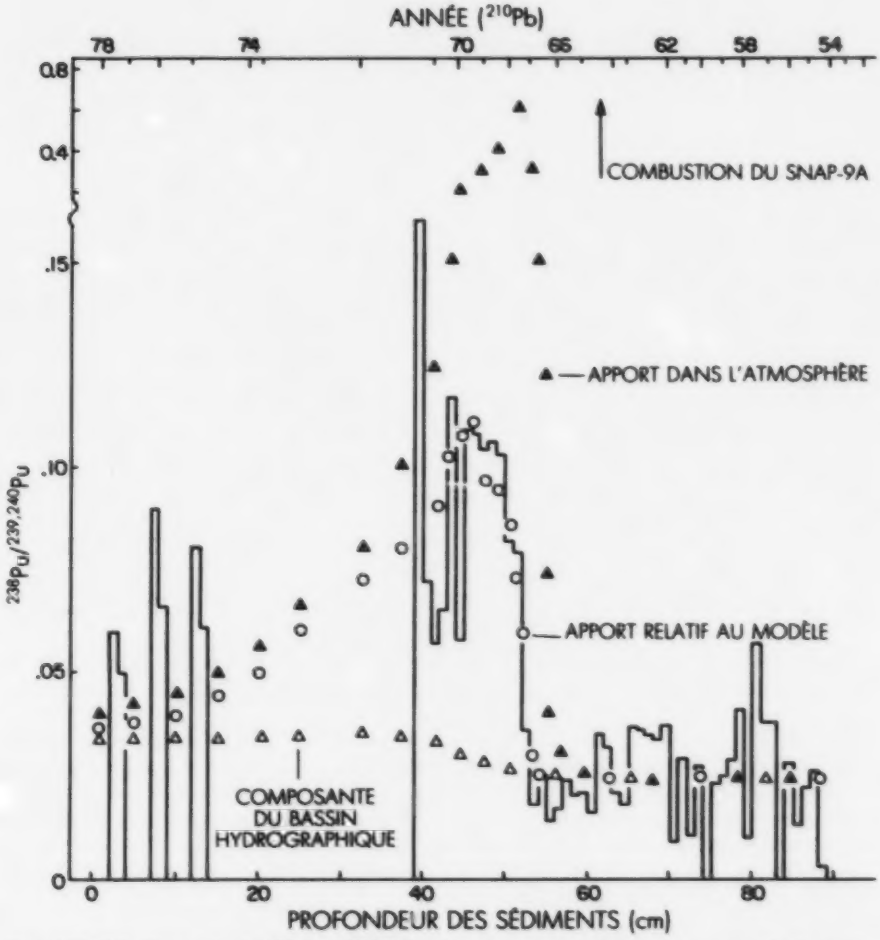


FIG. VIII.10. Rapport du ^{238}Pu/^{239,240}Pu dans la carotte D-1 en fonction de la profondeur des sédiments et de la date du dépôt. L'apport dans l'atmosphère est le taux d'activité relié aux particules d'air, alors que les prévisions établies par le modèle concernant le taux de sédimentation sont illustrées par les petits cercles (données reproduites de Smith *et al.* 1987, avec autorisation).

de température et de précipitations suite à l'influence de ces variables sur le cycle hydrologique. La détermination précise des variations saisonnières observées dans les vitesses de sédimentation des milieux sédimentaires anoxiques bien conservés situés à l'extrémité amont du fiord a fourni une excellente occasion d'étudier l'influence des changements d'ordre climatique sur les caractéristiques de sédimentation à la sortie du bassin hydrographique.

Yeats et Bewers (1976) ont examiné les variations saisonnières dans les concentrations de métaux-traces dissous dans les eaux du fiord du Saguenay et ont remarqué une augmentation de certaines concentrations de métaux au cours de la crue printanière. Sundby et Loring (1978) se sont penchés sur les changements saisonniers dans la teneur en métaux des matières particulaires en suspension (MPS), dans le fiord du Saguenay, et ont signalé une augmentation marquée des concentrations de MPS pendant l'écoulement printanier, augmentation particulièrement évidente dans les eaux de surface à l'extrémité amont du fiord. Les concentrations de MPS peuvent augmen-

ter d'un ordre de grandeur pendant la crue printanière d'avril/mai, lorsque le débit du fleuve s'accroît dans une proportion variable correspondant à un facteur de 2 à 3 au-dessus du taux de débit moyen enregistré au 20e siècle pour le fleuve Saguenay, qui est de 1600 m^3/s. La première preuve concernant l'existence d'un cycle saisonnier dans les propriétés des sédiments nous a été communiquée par Smith et Walton (1980) qui ont constaté des variations saisonnières dans la texture et la couleur des sédiments de l'extrémité amont du fiord. Ce qui frappait le plus, dans les carottes de sédiments étudiées, c'était une couche grise d'argile de Barton faisant jusqu'à 30 cm d'épaisseur dans les sédiments provenant d'un endroit à proximité de l'embouchure du fleuve Saguenay, suite à l'important glissement de terrain survenu près de Saint-Jean-Vianney, en mai 1971. À cette occasion, environ 25 millions de tonnes de sable marin et d'argile des grands fonds de la mer Champlain furent déplacés et charriés dans le fleuve Saguenay au cours de l'écoulement printanier abondant, ce qui a entraîné la mort de 30 personnes et la disparition de 40 maisons. Une partie importante de ces matières a été charriée par les eaux du fleuve Saguenay et s'est déposée dans le fiord où elle a formé une couche sédimentaire sous-jacente distincte de couleur grise qui va s'amincissant à partir de l'extrémité amont du fiord en direction du large. L'origine de ces couches sédimentaires grises concernées dans le glissement de terrain, couches caractérisées par des concentrations de matières organiques extrêmement réduites dans la carotte D-1 (fig. VIII.7), a été confirmée par la présence d'un assemblage de microfossiles proprement marin (Schafer *et al.*, 1980) caractéristique des sédiments de l'âge Mer de LaFlamme que l'on ne retrouve pas à l'heure actuelle dans les régions supérieures du fiord. L'horizon stratigraphique d'argile grise lié au glissement de terrain fournit un horizon chronostratigraphique de mai 1971 qui fait fonction d'isochrone étalon pour toutes les études géochronologiques dans les sédiments du Saguenay.

Les sédiments déplacés par le glissement de terrain, après s'être tout d'abord déposés dans les bassins du fleuve Saguenay en amont, ont été remis en suspension pour se déposer ensuite dans le fiord au cours des crues nivales des années suivantes, ce qui a formé des couches sédimentaires successives d'argile grise qui ont découvert l'horizon stratigraphique de 1971 (Smith et Walton 1980). Les études détaillées ultérieurement sur la répartition du ^{210}Pb ont indiqué que la remise en suspension des sédiments et l'accroissement du transport particulaire dans le fiord au cours des périodes de fort écoulement avaient constitué un mécanisme de transport massique majeur, au cours des dernières centaines d'années, dont on pourrait tirer parti pour obtenir des renseignements climatologiques importants. La répartition du Pb^{210} dans les couches de sédiments de la carotte D-1, prélevée près de l'extrémité amont du fiord, où la vitesse de sédimentation est de 2.16 $g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$, a montré une série de variations annuelles dans le dépôt des sédiments depuis 1900 (fig. VIII.7). La réduction des activités relatives au ^{210}Pb est associée au limon et au sable à grains grossiers charriés dans le fiord par période de fort débit fluvial, qui alternent avec les matières organiques riches à grains fins ayant une activité reliée au ^{210}Pb élevée, cessent d'être en suspension pour se déposer par période de faible débit (Smith et Ellis, 1982). La parfaite correspondance du pourcentage de matières organiques et de la répartition du ^{210}Pb porte à croire que le même mécanisme de dépôt des sédiments à fluctuation saisonnière régit la séparation des deux types de matières aux sédiments. On a appliqué un modèle de flux constant du ^{210}Pb à ces résultats afin de trouver la vitesse de sédimentation applicable pour des intervalles de 1 cm de la colonne sédimentaire. On peut établir une corrélation entre les augmentations saisonnières du taux de sédimentation associé au débit printanier et les données antérieures sur le débit du Saguenay de façon à obtenir une seconde géochronologie pour la carotte D-1 qui concorde correctement avec la géochronologie reliée au flux constant du ^{210}Pb (fig. VIII.11, Smith et Schafer 1987). La vitesse de sédimentation la plus élevée reste associée d'une part au glissement de terrain de Saint-Jean-Vianney que révèle un intervalle d'argiles grises de 15 cm d'épaisseur déposées à des vitesses de sédimentation dépassant 15 $g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$ et d'autre part au débit printanier du Saguenay au cours des années suivantes (1973, 1974 et

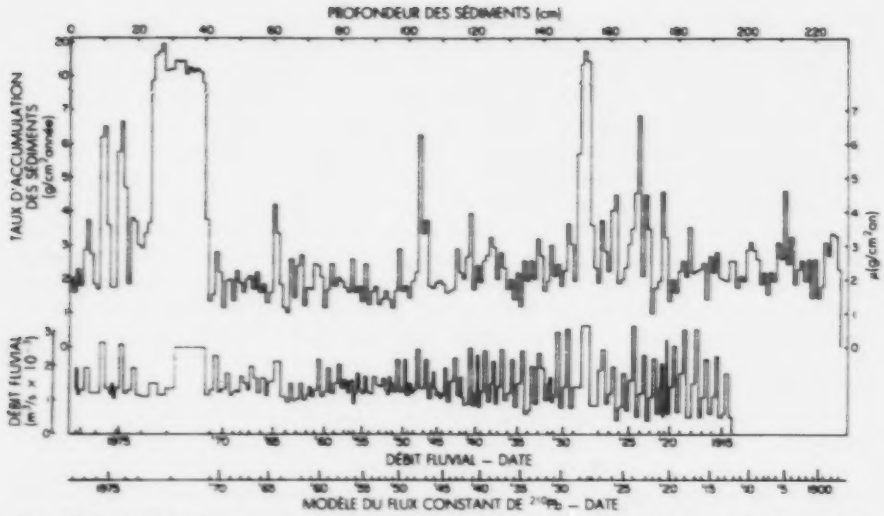


FIG. VIII.11. Le relevé trimestriel relatif au débit fluvial a été ajusté en fonction de la répartition des taux d'accumulation des sédiments pour la carotte D-1 afin d'illustrer les liens qui existent entre les paramètres sédimentologiques et le débit fluvial (Smith et Schafer 1987, reproduction autorisée).

1976). Il y a corrélation entre le plus fort débit jamais enregistré pour le fleuve Saguenay en juin/juillet (1928) et la vitesse de sédimentation inhabituellement élevée de 17,6 $g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$. Les plus forts débits printaniers enregistrés en 1942, 1944 et 1964 se reflètent également dans la vitesse de sédimentation élevée observée pour ces années (Smith et Schafer 1987).

Les analyses granulométriques se rapportant aux intervalles de colonne sédimentaire (carotte D-1) indiquent qu'il y a corrélation linéaire du sable en pourcentage et de la vitesse de sédimentation (Smith et Schafer 1987) dans le dépôt des sédiments du 20e siècle. Cette corrélation est conforme au mécanisme décrit ci-dessus, où la vitesse de sédimentation élevée va de pair avec un fort débit charriant des matières à grains grossiers dans le fiord. Cependant, le flux du sable est un paramètre ayant une plus grande signification en climatologie ($g \cdot cm^{-2} \cdot an^{-1}$) : il est égal au produit du sable en pourcentage et de la vitesse de sédimentation pour chaque intervalle de sédiments d'une colonne sédimentaire. La corrélation entre le flux du sable et le débit fluvial maximal est illustrée sur une échelle de temps linéaire pour la carotte D-1 à la fig. VIII.12. La plupart des événements marquants du 20e siècle, qui ont eu des effets sur le débit du Saguenay, se reflètent dans les sédiments par un charriage de sable correspondant au débit fluvial (1928, 1940, 1942, 1947 et 1964, les sommets atteints à l'occasion du glissement de terrain de 1971 étant les plus remarquables à cet égard). Le débit fluvial est fonction de l'emmagasinement de neige (équivalent en eau de la neige emmagasinée au cours de l'hiver précédent); débit et emmagasinement montrent tous deux une diminution avec le temps, au 20e siècle, diminution conforme à la baisse correspondante observée dans le flux du sable avec le temps dans la carotte D-1 (Smith et Schafer, 1987). Le fait de reconnaître le rapport qui existe entre les paramètres sédimentologiques (flux du sable) et les paramètres climatologiques (emmagasinement de la neige, elle-même fonction de la température et des précipitations) fournit une méthodologie pour reconstituer les changements passés dans le débit fluvial et le climat grâce aux analyses effectuées sur les sections des carottes sédimentaires qui sont antérieures au 20e siècle. On s'efforce actuellement de reconstituer le relevé détaillé du débit du fleuve Saguenay au cours du 19e siècle et de se servir des données ainsi obtenues pour déterminer les changements survenus dans la température et les précipitations au cours de cette période.

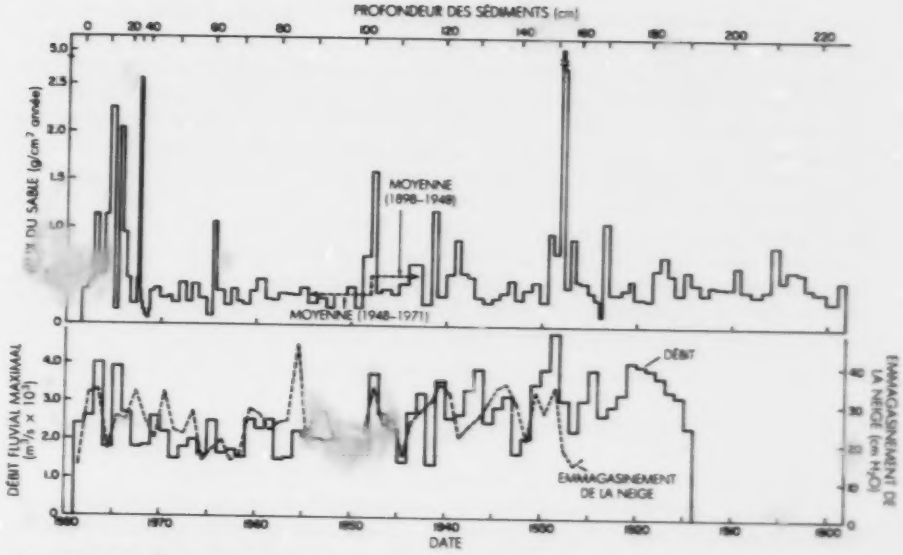


FIG. VIII.12. Flux du sable en fonction de la date de sédimentation — Le sommet du débit mensuel moyen et l'emmagasinement annuel de la neige pour chaque année sont représentés à la figure du bas. La baisse du flux moyen du sable enregistrée en 1948 est en rapport avec la diminution globale observée au 20e siècle tant dans l'emmagasinement de la neige que dans le débit fluvial maximal (Smith et Schafer 1987, reproduction autorisée).

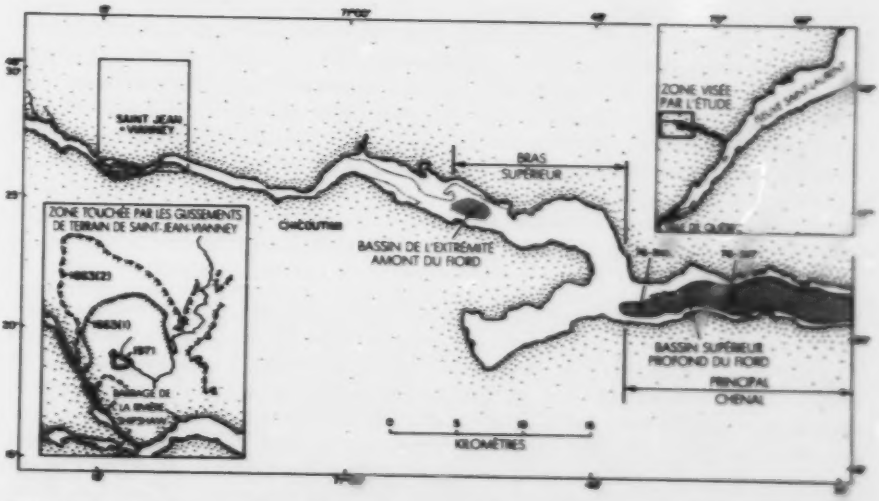


FIG. VIII.13. Zone touchée par les glissements de terrain survenus dans la région de Saint-Jean-Vianney en 1663 et 1971. (Schafer et Smith 1987, reproduction autorisée)

L'interprétation des sections des carottes sédimentaires prélevées dans le fjord du Saguenay, qui correspondent à l'époque antérieure au 20e siècle, a été facilitée par la détermination des horizons chronostratigraphiques associés au glissement de terrain provoqué par le tremblement de terre survenu en 1663. Ce glissement de terrain s'est

produit dans la même zone escarpée que celui de 1971 à Saint-Jean-Vianney, bien que le premier ait déplacé une masse de matières d'un ordre de grandeur supérieure au deuxième (fig. VIII.13). Le glissement (le plus important jamais enregistré dans l'est du Canada) est survenu peu après l'un des plus forts tremblements de terre à survenir au Québec, dont le fleuve Saint-Laurent était l'épicentre. L'horizon stratigraphique du glissement de terrain est inscrit dans les carottes sédimentaires : horizon de sable surmonté d'une série de couches d'argile caractérisées par des assemblages de microfossiles marins typiques des sédiments de la mer de Champlain (Smith et Schafer 1987). Des études sismiques du fiord du Saguenay révèlent que le tremblement de terre de 1663 peut avoir provoqué l'effondrement d'une vaste section du fiord et entraîné un apport de débris massif le long du système. Les études sur les répercussions géomorphologiques de ces événements continuent de nous faire mieux connaître les mécanismes à l'origine des grands glissements de terrain sous-marins.

Résumé

Le fiord du Saguenay a été le laboratoire océanographique qui a permis la réalisation d'études sur le transport des agents de contamination à travers les bassins hydrographiques et la réalisation de recherches axées sur le régime paléoclimatologique des 500 dernières années en Amérique du Nord. Dans le fiord du Saguenay, il s'agissait surtout de déterminer la source de contamination par le mercure, ce que l'on a pu faire en établissant le géochronologie des apports de Hg dans les sédiments à l'aide de la méthode de datation par le ^{210}Pb. Les résultats des recherches ont révélé, comme prévu, qu'une usine de chlore et de soude caustique était la principale source de pollution par le Hg dans le système. Cependant, les résultats ont également indiqué que, contrairement aux attentes, l'usine de chlore et de soude caustique s'était conformée intégralement aux règlements gouvernementaux concernant les déversements de Hg dans ses effluents liquides. Les autres modes de transport des agents de contamination, qui ont été l'objet d'études dans le fiord, sont notamment ceux qui sont associés aux déchets organiques des usines de pâtes et papiers, aux rejets de HAP par les alumineries et à l'apport d'éléments radioactifs découlant des essais d'armes atomiques dans l'atmosphère, de la combustion d'un satellite et d'accidents mettant en cause des réacteurs nucléaires. Cette succession de recherches interdépendantes a conduit à la mise au point d'un modèle général dont on peut se servir pour prévoir les paramètres du transport de substances de source anthropique rejetées dans l'environnement lorsqu'elles passent par les diverses composantes d'un bassin hydrographique.

Les études paléoclimatologiques effectuées dans le fiord se fondaient sur des observations expérimentales d'indices de la présence de ^{210}Pb à variations saisonnières dans les sédiments exempts de bioturbation d'un milieu anoxique, à l'extrémité amont du fiord. Ces résultats ont servi à déterminer les variations annuelles des vitesses de sédimentation et des textures des sédiments; leur variabilité a ensuite été établie en fonction de l'importance du débit fluvial printanier. Après avoir défini ces rapports pour les sédiments du 20e siècle et pour les relevés connus des débits fluviaux, on a entrepris des études sur les sédiments plus anciens afin de reconstituer le tableau des débits fluviaux et de la paléoclimatologie du 16e au 19e siècles. Ces recherches paléoclimatologiques ont conduit à une analyse de la fréquence et de l'ampleur des glissements de terrain dans le bassin hydrographique du Saguenay et à des études sur le rapport qui existe entre les tremblements de terre et les changements géomorphologiques de cette région. Ainsi, les travaux de recherche dans cette région, tout d'abord axés sur la sédimentologie des 30 dernières années, ont été par la suite orientés sur la géologie et la paléoclimatologie à travers les événements qui marquèrent les 300 dernières années.

Références

BARBEAU. C., R. BOUGIÉ ET J.-E. CÔTÉ. 1981a. Temporal and spatial variations of mercury, lead, zinc, and copper in sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 18 : 1065-1074.

1981b. Variations spatiales et temporelles du cesium — 137 et du carbone dans des sédiments du Fjord du Saguenay. Journal canadien des sciences de la terre 18 : 1004-1011.

BLIGH, E. G. 1970. Mercury and the contamination of freshwater fish. Fish. Res. Board Can. MS. Rep. 1088 : 27 p.

BOURGET. E. ET D. COSSA. 1976. Mercury content of mussels from the St. Lawrence Estuary and Northwestern Gulf of St. Lawrence. Mar. Pollut. Bull. 7 : 237-239.

KOIDE, M., K. W. BRULAND ET E.D. GOLDBERG. 1972. Th-228/Th-232 and Pb-210 geochronologies in marine and lake sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 37 : 1171-1187.

LORING, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci. 12 : 1219-1237.

1976a. The distribution and partition of zinc, copper, and lead in the sediments of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 13 : 960-971.

LORING, D.H. ET J.M. BEWERS. 1978. Geochemical mass balances for mercury in a Canadian Fjord. Chem. Geol. 22 : 309-330.

LORING, D.H. ET D.J.G. NOTA. 1968. Occurrence and significance of iron, manganese, and titanium in glacial marine sediments from the estuary of the St. Lawrence river. J. Fish. Res. Board Can. 25 : 2327-2347.

LORING, D.H., R.T.T. RANTALA ET J.N. SMITH. 1983. Response time of Saguenay Fjord sediments to metal contamination. Environ. Biogeochem. Ecol.Bull. 35 : 59-72.

MARTEL, L., M. J. GAGNON, R. MASSE, A. LECLERC ET L. TREMBLAY. 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Saguenay Fjord. Canada. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37 : 133-140.

POCKLINGTON, R. ET C.D. MACGREGOR. 1973. The determination of lignin in marine sediments and particulate form in seawater. Int. J. Environ. Anal. Chem. 3 : 81-93.

ROBBINS, J.A. ET D.N. EDGINGTON. 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. Geochim. Cosmochim. Acta 39 : 285-304.

SCHAFER, C.T. ET J.N. SMITH. 1987. Hypothesis for a submarine landslide and cohesionless sediment flows resulting from a 17th century earthquake-triggered landslide in Quebec, Canada. Geo-Marine Lett. 7 : 31-37.

SCHAFER, C.T., J.N. SMITH ET D.H. LORING. 1980. Recent sedimentation events at the head of the Saguenay Fjord, Canada. Environ. Geol. 3 : 139-150.

SMITH, J.N. ET K.M. ELLIS. 1981. Transport mechanism for fallout ^{137}Cs to estuarine sediments, p. 119-130. *In* Impacts of radionuclide releases into the marine environment. International Atomic Energy Agency, Vienna.

1982. Transport mechanism for Pb-210, Cs-137, and Pu fallout radionuclides through fluvial-marine systems. Geochim. Cosmochim. Acta 46 : 941-954.

SMITH, J.N. ET E. LEVY. 1988. A geochronology for PAH contamination recorded in the sediments of the Saguenay Fjord. Unpubl. manuscript.

SMITH, J.N. ET D.H. Loring. 1981. Geochronology for mercury pollution in the sediments of the Saguenay Fjord, Quebec. Environ. Sci. Tech. 15 : 944-951.

SMITH, J.N. ET C.T. SCHAFER. 1987. A 20th century record of climatologically modulated sediment accumulation in a Canadian Fjord. Quat. Res. 27 : 232-247.

SMITH. J.N. ET A. WALTON. 1980. Sediment accumulation rates and geochronologies measured in the Saguenay Fjord using the Pb-210 dating method. Geochim. Cosmochim. Acta 44 : 225-240.

SMITH, J.N., K.M. ELLIS ET D.M. NELSON. 1987. Time-dependent modeling of fallout radionuclide transport in a drainage basin : Significance of « slow » erosional and « fast » hydrological components. Chem. Geol. 63 : 157-180.

SUNDBY, B. ET D.H. LORING. 1978. Geochemistry of suspended particulate matter in the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 15 : 1002-1011.

TAM, K.C. ET F.A.J. ARMSTRONG. 1972. Mercury contamination in fish from Canadian waters. P. 4-21. In J.F. Uthe [ed.]Mercury in the aquatic environment : A summary of research carried out by the Freshwater Institute 1970-1971. Fish. Res. Board Can. MS Rep. 1167.

TAN, F.C. ET P.M. STRAIN. 1979. Carbon isotope ratios of particulate organic matter in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 678-682.

THOMAS, C.W. ET R.W. PERKINS. 1975. Transuranium elements in the atmosphere. Health Saf. Lab. Environ. Q. 291 : 1-80.

YEATS, P.A. ET J.M. BEWERS. 1976. Trace metals in the waters of the Saguenay Fjord. Can. J. Earth Sci. 13 : 1319-1327.

CHAPITRE IX

Hydrocarbures résiduels dans les eaux du golfe du Saint-Laurent[1]

Eric M. Levy

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

Le golfe du Saint-Laurent est la plus importante des mers bordières du Canada par son rôle économique et social, lequel ne pourra être maintenu que par une saine gestion de cette région. C'est-à-dire que l'exploitation rentable de ses ressources biologiques conjointement avec l'utilisation du golfe comme corridor de transport des matières premières et des produits manufacturés (notamment le pétrole brut et raffiné en vrac) en provenance ou en direction de l'intérieur du continent, et la réalisation de nouvelles entreprises dans la région comme l'exploration des réserves potentielles d'hydrocarbures ne pourront être assurées que si des mesures appropriées sont prises pour prévenir la détérioration de son milieu marin. La condition essentielle d'une saine gestion environnementale de la région est l'accès à des données fiables sur son océanographie chimique, physique et biologique. L'une des facettes de cette base de données concerne la présence et la distribution des substances potentiellement dangereuses, notamment le pétrole. Ainsi, deux études préliminaires sur la présence et la distribution des hydrocarbures résiduels ont été faites en 1971 et 1972. Ces études ont été suivies d'un programme visant à mesurer les concentrations de fond de ces substances dans les divers secteurs du golfe et à établir leur variation dans le temps. De 1971 à 1979, dix études des hydrocarbures résiduels dans le golfe ont été menées par la Division de l'océanographie chimique de l'Institut océanographique de Bedford. Ce chapitre résume les résultats et présente un aperçu général de la distribution de la contamination par les hydrocarbures dans le golfe et de sa variation au cours de cette décennie.

Méthodes d'échantillonnage et d'analyse

Afin de s'assurer que les données recueillies dans le cadre de ce programme ne souffrent pas de l'ambiguïté inhérente à l'utilisation de diverses techniques d'échantillonnage et d'analyse, les protocoles suivants ont été adoptés pour toute la durée du programme.

Formes particulaires flottantes d'hydrocarbures résiduels

Les hydrocarbures particulaires altérés et les hydrocarbures semi-liquides relativement intacts flottant à la surface de l'eau ont été prélevés à l'aide d'un échantillonneur remorqué de neuston modifié (Levy et Walton, 1971). L'échantillonneur consistait en un filet à plancton de nylon, à mailles de 243 µm, fixé à une boîte d'aluminium ouverte aux extrémités. L'échantillonneur était monté de façon à être remorqué sur le flanc du navire, balayant ainsi une portion de surface de l'eau non perturbée par le passage du navire. Le remorquage se faisait sur une distance de 1 mille marin (1,9 km), à une

[1] La majeure partie de cet article a déjà été publiée sous : Levy, E.M., 1985, *Background levels of dissolved/dispersed petroleum residues in the Gulf of St. Lawrence 1970-1979*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42 : 544-555.

vitesse de 5-6 nœuds, et échantillonnait une surface de mer d'environ 740 m^2, à une profondeur d'environ 15-20 cm. Lors du recouvrement de l'appareil, le contenu du filet était lavé et déposé dans des bocaux propres, et congelé en vue d'une analyse ultérieure. Lorsque du zooplancton, des fragments d'algues marines ou d'autres débris flottants étaient prélevés en grande quantité, ces derniers étaient enlevés à la main avant la mise en bocal des échantillons. Tout hydrocarbure frais adhérant au filet était recouvré par extraction au tétrachlorure de carbone.

Dès la réception au laboratoire, tout hydrocarbure trouvé dans les échantillons était quantifié par gravimétrie. On laissait les échantillons dégeler, et si les particules d'hydrocarbures étaient en quantités suffisantes, elles étaient séparées à la main du plancton et des autres matières particulaires, séchées et pesées. Sinon, les hydrocarbures étaient extraits de l'échantillon avec du tétrachlorure de carbone, et les résidus restant après l'évaporation du solvant étaient pesés.

Hydrocarbures résiduels dissous / dispersés dans la colonne d'eau

Des échantillons ont été prélevés dans toute la colonne d'eau, généralement à des profondeurs océanographiques standard, à l'aide d'échantillonneurs Niskin montés sur un câble hydrographique ou intégrés à un dispositif CTD-Rosette. Des sous-échantillons (1 L) ont été extraits deux fois immédiatement avec du tétrachlorure de carbone redistillé, et les extraits ont été entreposés dans l'obscurité jusqu'au moment de leur analyse. Les hydrocarbures résiduels ont été transférés dans de l'hexane, et l'intensité de la fluorescence à 360 nm après excitation à 310 nm a été comparée aux comportements d'une série de solutions contenant des quantités connues de fuel lourd C (l'intensité de l'émission fluorescente de ce produit pétrolier est de 0,221 fois celle du chrysène — Levy, 1977). Ces procédés peuvent fournir des données fiables lorsqu'ils sont utilisés de la façon prescrite et que toutes les précautions sont prises pour éviter toute contamination à bord du bateau ou par d'autres sources au cours du traitement et de l'analyse des échantillons (Levy, 1979a, 1985).

Hydrocarbures résiduels dissous / dispersés dans la microcouche de la surface de l'eau

On a prélevé des échantillons d'eau dans la microcouche de la surface de la mer au cours de la dernière expédition du programme en immergeant à plusieurs reprises un modèle modifié de l'échantillonneur à tamis Garrett (Garrett, 1965). Les échantillons ont été analysés de la façon décrite pour les échantillons d'eau provenant de la colonne d'eau.

Programme d'échantillonnage

Étant donné que le bateau devait effectuer d'autres activités de recherche, il était impossible de maintenir un programme d'échantillonnage régulier, et la plupart des études sur les hydrocarbures résiduels dans le golfe du Saint-Laurent ont été menées au gré des circonstances. Il a donc été impossible de faire une étude détaillée de toute la région à chaque expédition. D'épaisses couches de glace ont empêché l'échantillonnage dans certaines zones au cours de plusieurs expéditions. Par conséquent, la densité de l'échantillonnage et l'emplacement des sites d'échantillonnage étaient différents d'une expédition à l'autre; on peut cependant calculer les concentrations de fond des divers secteurs du golfe et évaluer l'importance du changement temporel. Les sites d'échantillonnage de chaque étude sont décrits ci-dessous (voir l'annexe pour de plus amples détails sur les données provenant de ces expéditions).

Analyse des données

Dans le cadre de ce programme, des données de plus de 2 000 échantillons ont été obtenues dans 448 stations occupées au cours des dix expéditions océanographiques

menées entre 1971 et 1979. À partir de ces données, on a pu établir un modèle général de la présence et de la distribution des hydrocarbures résiduels dans le golfe du Saint-Laurent et connaître grâce à ce modèle les changements au niveau des concentrations de fond au cours de cette décennie (Levy, 1985). Pour faciliter l'analyse et l'interprétation de cette masse de données, la région du golfe a été subdivisée en onze zones (fig. IX.1) : la zone A va du détroit de Cabot vers le large; la zone B est le détroit de Cabot; la zone C est la partie centrale du golfe et est dominée par les eaux profondes qui entrent dans le chenal Laurentien; la zone D consiste en la partie nord-est du golfe et comprend tous les échanges d'eau avec l'Atlantique par le détroit de Belle-Isle; la zone E comprend les hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine; la zone F est le détroit de Jacques-Cartier, soit la route empruntée généralement par les bateaux qui entrent dans le golfe ou qui en sortent par le détroit de Belle-Isle; la zone G comprend un tourbillon anti-horaire relativement permanent dans le nord-ouest ainsi que l'exutoire du réseau fluvial du Saint-Laurent; les zones H et I sont respectivement les sections inférieure et supérieure de l'estuaire du Saint-Laurent; la zone J est le fiord du Saguenay; et la zone K est la région qui se trouve à l'extérieur du détroit de Belle-Isle dans l'Atlantique Nord.

Comme ce fut le cas avec les données sur les concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans d'autres régions au large de la côte orientale du Canada (Levy, 1979b, 1981, 1983) et d'autres régions des océans (Levy, 1984; Levy *et al.*, 1981), les histogrammes de la distribution pour les données obtenues au cours de presque toutes les expéditions dans le golfe du Saint-Laurent étaient considérablement faussés, la plupart des valeurs se situant près de l'extrémité inférieure de la plage des concentrations, et comparativement très peu de valeurs à l'extrémité supérieure. Par exemple, l'histogramme des données de l'expédition 74-028 (fig. IX.2) indique que près de 60 % des 530 échantillons contenaient moins de 2 µg/L, et seulement quelques-uns des échantillons restants avec des concentrations supérieures à 5 µg/L, et une seule valeur de 13,5 µg/L. De telles distributions sont très bien analysées après transformation logarithmique des données (Aitchison et Brown, 1969) et, comme l'illustre cet exemple, les distributions des données transformées par calcul loga-

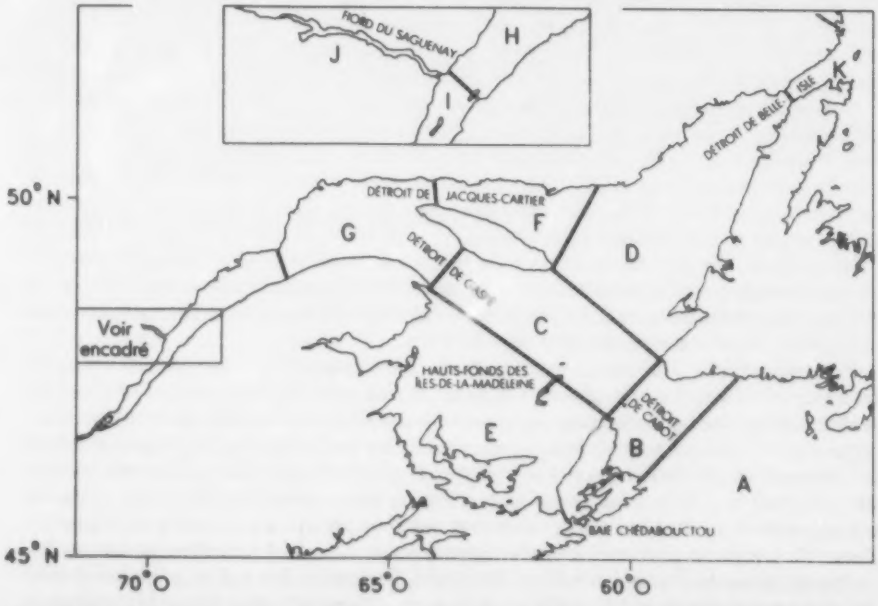


FIG. IX.1. Modèle du golfe du Saint-Laurent subdivisé en 11 compartiments (extrait de Levy, 1985).

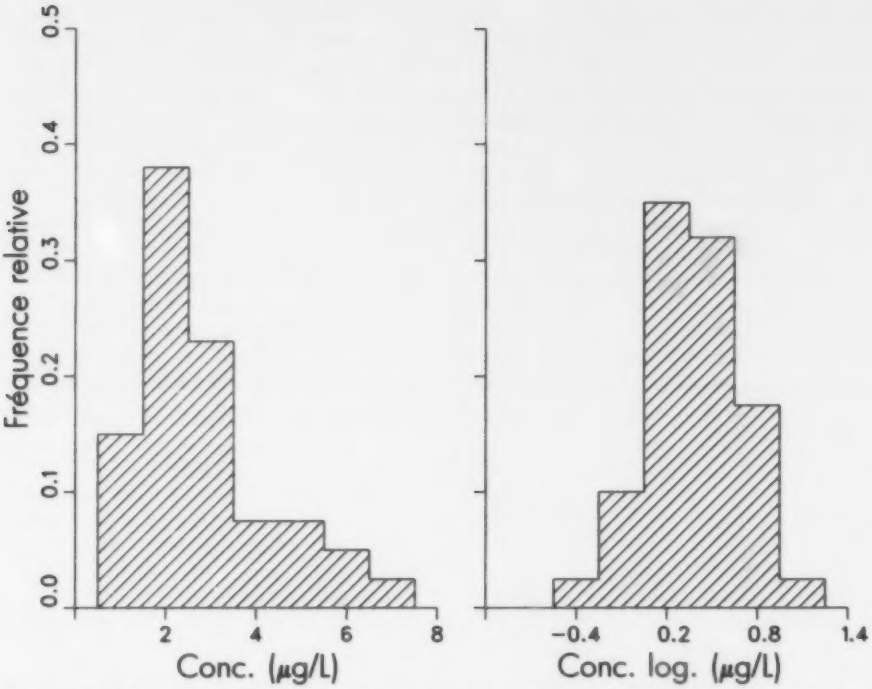


FIG. IX.2. Histogrammes de la distribution des données de concentrations non transformées (gauche) et transformées par calcul logarithmique (droite) provenant de l'expédition 74-028 (extrait de Levy, 1985).

rithmique étaient suffisamment proches de la normale, dans la plupart des cas, pour passer le test du χ^2 avec un niveau de confiance de 95 %. (Dans quelques cas, les données transformées ne satisfaisaient pas aux exigences du test χ^2 à un niveau de confiance de 95 %, mais passaient à un niveau légèrement inférieur.) Par conséquent, la moyenne géométrique constitue la mesure appropriée de la distribution normale centrée réduite des données et, comme telle, donne une bonne évaluation de la concentration de fond générale dans la région au moment du prélèvement. Après avoir calculé la concentration de fond de chaque zone, on a utilisé des tests *t* pour évaluer la signification de toute différence entre les zones adjacentes. Lorsque ces différences n'étaient pas statistiquement significatives, les données ont été combinées et l'analyse a été répétée. Ce procédé a permis de réduire le modèle original du golfe de onze compartiments en un modèle beaucoup plus simple dans lequel les différences au niveau des concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés entre les zones adjacentes étaient statistiquement significatives.

Étant donné que, l'été, les eaux du golfe du Saint-Laurent consistent en trois couches relativement distinctes (voir chapitre I), la possibilité que cette structure se reflète dans la distribution des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés a été examinée en comparant les moyennes géométriques à des intervalles de 50 mètres de profondeur dans la colonne d'eau et en comparant les moyennes géométriques des couches supérieures de 100, 200 et 300 m avec celles de la colonne d'eau restante. Dans aucun cas, on n'a cependant pu établir un rapport net et précis entre la concentration et la profondeur. On n'a pas trouvé non plus de rapport direct entre la concentration des hydrocarbures résiduels et la température, la salinité, l'oxygène dissous ou la concentration des substances nutritives (qui reflètent tous la structure verticale). Ainsi, la distribution géographique des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent n'est pas simplement liée à des processus biologiques ou géochimiques natu-

rels et peut être décrite correctement selon un modèle basé simplement sur des facteurs océanographiques/géographiques.

Résultats

Expédition 70-026 (15-22 juillet 1970)

La première étude dans le golfe du Saint-Laurent a été faite en complément à une évaluation de l'impact d'un déversement de fuel lourd C du pétrolier *Arrow* en 1970 sur la concentration de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans les eaux de la plate-forme Scotian (Levy, 1971a) et visait à déterminer le rythme de rétablissement des teneurs d'avant le déversement (Levy, 1972). L'objectif principal de l'étude du golfe était de recueillir des données comparatives pour une région ayant des conditions océanographiques semblables à celles de la plate-forme Scotian mais qui n'aurait pas été touchée par le déversement du *Arrow*. Un des objectifs secondaires était de fournir des données pour une série de stations échelonnées dans le golfe afin de vérifier l'hypothèse d'un transport important par le Saint-Laurent de substances liées aux hydrocarbures dans le golfe; c'est-à-dire, des hydrocarbures associés aux eaux de ruissellement du bassin hydrographique du Saint-Laurent, à la convergence du trafic maritime des cargos et des pétroliers dans l'estuaire supérieur et aux fuites des raffineries de pétrole de Montréal (Levy, 1971a).

Les échantillons prélevés près de la surface (1 m), à mi-profondeur, et juste au-dessus du fond avaient des concentrations variant de 1,3 à 5,5 µg/L. Bien que seulement 13 stations aient été échantillonnées, cette étude a permis d'identifier plusieurs caractéristiques curieuses. D'abord, il semblait y avoir une teneur relativement faible et uniforme en hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans toute la région, sans rapport évident entre la concentration et l'endroit ou la profondeur à laquelle les échantillons ont été prélevés. Ensuite, malgré les eaux de ruissellement du bassin hydrographique du Saint-Laurent et la convergence du trafic maritime, on n'a pas observé l'accroissement prévu des concentrations tandis que l'on procédait au prélèvement dans l'estuaire inférieur et supérieur du fleuve. On a supposé, pour expliquer cette absence, que les processus chimiques et biologiques naturels de la dégradation, de l'adsorption aux particules en suspension déposées au fond et d'autres processus d'élimination étaient suffisamment efficaces pour compenser les apports présumés.

Bien qu'il y ait trop peu de données pour une analyse plus détaillée, cette expédition a démontré que la présence et la distribution d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent n'était pas telle que prévue et a révélé que d'autres études étaient nécessaires.

Expédition 71-027 (5 juillet-8 août 1971)

Étant donné les curieux résultats obtenus à la suite de l'expédition de l'année précédente, une étude plus détaillée a été effectuée en 1971 au cours de laquelle ont été mesurées les concentrations des hydrocarbures résiduels particulaires flottants et des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe (Levy et Walton, 1973).

Aucune indication d'hydrocarbures résiduels flottants n'a été trouvée dans les échantillons de 20 des sites étudiés, tandis que du pétrole relativement frais adhérait au filet dans neuf sites et des résidus altérés ont été trouvés dans 23 sites. La caractéristique la plus évidente des données était les valeurs élevées obtenues à deux stations du plateau des Îles-de-la-Madeleine au voisinage (47°25,0′N, 63°19,0′O) de l'endroit où la barge, *Irving Whale*, avait coulé en 1970 avec sa cargaison de fuel lourd C. Au moment de l'échantillonnage, il y avait du pétrole à la surface de l'eau sous forme de galettes et de morceaux ayant l'aspect d'un câble et sous forme d'une nappe de moins de 1 km de long et 0,5 km de large (Levy, 1971b). Étant donné que la nappe a persisté malgré l'action des vents et des courants de surface, il était évident que la contamination des eaux à la surface était constamment alimentée par les fuites de pétrole de la barge coulée.

Le mode de distribution des formes flottantes d'hydrocarbures dans d'autres endroits du golfe et le fait que les concentrations plus élevées se présentaient invariablement sous forme de pétrole frais non altéré laissaient supposer que les déversements des navires en étaient responsables. Les concencentrations étaient généralement inférieures à 50 $\mu g/m^2$, les valeurs les plus faibles se trouvant dans l'estuaire du Saint-Laurent et au-dessus des hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine, très loin des fuites du *Irving Whale*.

Les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés près de la surface, à mi-profondeur et près du fond dans le golfe étaient généralement inférieures à 5 µg/L dans les régions méridionales et occidentales, et entre 5 et 10 µg/L dans les régions septentrionale et orientale, tandis que les concentrations dans le détroit de Cabot, et dans les eaux superficielles de l'Atlantique, un peu plus loin, atteignaient 18 µg/L (Levy et Walton, 1973). Étant donné que les concentrations dans le golfe étaient inférieures à celles des eaux de surface entrant dans le golfe, on a supposé que ces eaux entrant dans le golfe étaient la principale source d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe. D'après cette hypothèse, la répartition observée de ces substances dans le golfe était facile à expliquer en fonction de la circulation générale de l'eau dans le golfe et appuyait davantage l'assertion selon laquelle les hydrocarbures résiduels provenant du drainage des terres littorales, des déchets domestiques et industriels, et des déversements des navires ne constituaient pas les principales sources d'hydrocarbures résiduels dans le golfe du Saint-Laurent au moment du prélèvement. La principale source semblait plutôt associée aux eaux de surface qui pénétraient dans le golfe par le détroit de Cabot.

Ces deux études initiales ont démontré la nécessité d'une meilleure compréhension de la présence et de la distribution des hydrocarbures résiduels dans le golfe du Saint-Laurent, particulièrement en prévision de l'intensification future de la navigation, de la possibilité d'une exploration pétrolière accrue au large et de l'importance de la protection des pêches. De plus, elles constituent un bon point de départ pour un programme visant à mesurer les concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés sur un période suffisamment longue pour révéler des tendances à long terme. Bien qu'une interprétation plus détaillée en termes de concentrations de fond pour d'importantes zones géographiques n'ait pas été jugée possible étant donné que l'échantillonnage avait été limité à la surface, à mi-profondeur et près du fond, l'analyse détaillée des données provenant des expéditions subséquentes n'a pas permis de mettre en évidence un rapport net entre la profondeur et la concentration des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe. Par conséquent, il est correct de calculer les concentrations de fond à partir de ces données et de les inclure dans les comparaisons

TABLEAU IX.1. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la moyenne géométrique de la concentration, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées par calcul logarithmique (toutes en µg/L). Juillet/août 1971 (expédition 71-027).

Région	M.G.	Plage de distribution	*n*
A. Abords du détroit de Cabot	6,32	1,06-37,7	3
B. Détroit de Cabot	5,96	3,39-10,5	21
C. Partie centrale du golfe	0,85	0,45-1,61	6
D. Partie nord-est du golfe	3,55	1,84-6,89	51
E. Hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine	1,01	0,52-1,97	87
F. Détroit de Jacques-Cartier	3,35	1,97-5,70	20
G. Détroit de Gaspé	1,32	0,58-2,98	36
H. Estuaire inférieur	0,95	0,39-2,35	18
J. Fiord du Saguenay	2,75	1,61-4,74	15
K. Abords du détroit de Belle-Isle	—	—	—
Ensemble global des données	1,82	0,71-4,62	257

avec les teneurs calculées d'après les données obtenues à des profondeurs océanographiques standard lors des expéditions subséquentes.

Les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau à ce moment variaient de 0,5 à 10 µg/L dans le golfe et de 4 à 18 µg/L aux abords du détroit de Cabot, du côté de l'océan. Bien qu'il y ait trop peu de valeurs dans la plupart des secteurs pour établir leur distribution statistique, les moyennes géométriques indiquaient que les teneurs les plus faibles se trouvaient dans l'estuaire inférieur et dans la partie sud-ouest du golfe (tableau IX.1). La combinaison des données de ces zones, dans lesquelles les différences apparentes entre les moyennes géométriques n'étaient pas significatives, a donné un modèle à quatre compartiments comprenant le détroit de Cabot et la zone vers le large, la région nord-est et toute la région sud-ouest, y compris l'estuaire du Saint-Laurent, et le fiord du Saguenay où les concentrations de fond étaient respectivement de 6,0, de 3,5, de 1,1 et de 2,1 µg/L (fig. IX.3a). Cette description illustre donc la conclusion à laquelle on en était arrivé précédemment, c'est-à-dire que la principale source d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe était les eaux de l'Atlantique entrant par le détroit de Cabot et que ces hydrocarbures n'étaient pas rejetés par le Saint-Laurent et le Saguenay (Levy et Walton, 1973).

En plus de cette étude générale, une étude détaillée des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau a été faite autour du site du naufrage du *Irving Whale*. Malgré la présence de pétrole non altéré et d'une nappe à la surface de la mer, la teneur en hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau à cet endroit (1,2 µg/L) n'était pas beaucoup plus élevée qu'ailleurs dans la région des hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine. La présence de pétrole à la surface de l'eau indiquait que du pétrole continuait à s'échapper de la barge coulée au fond de l'eau, mais cela n'avait pas d'impact décelable sur la concentration de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau sous-jacente.

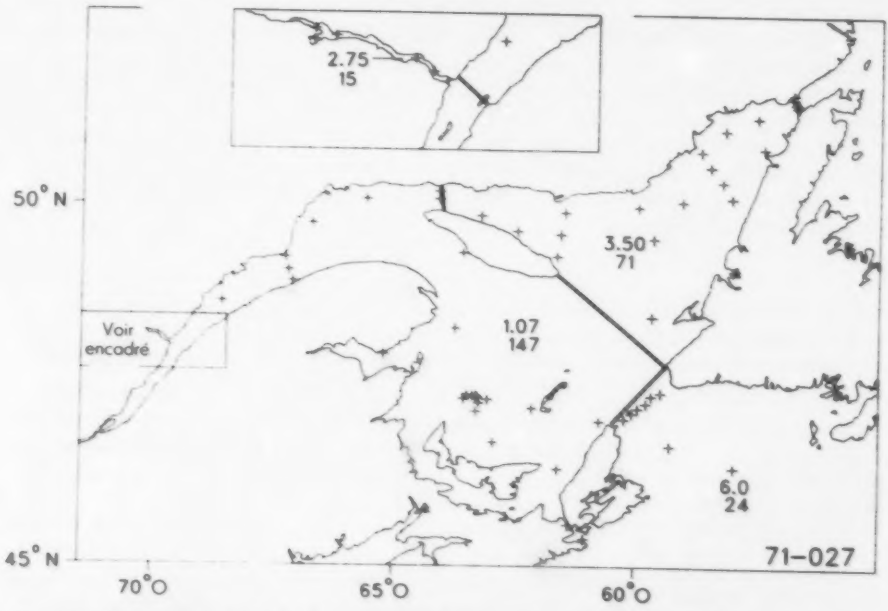


FIG. IX.3a. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés (µg/L — le chiffre du haut) et nombre d'échantillons (chiffre du bas) dans les différents secteurs du golfe du Saint-Laurent. Le signe plus (+) représente les stations d'échantillonnage; les lignes en caractère gras séparent les sous-régions ayant des moyennes statistiquement différentes. Extrait de Levy, 1985.

Enfin, des échantillons ont été prélevés dans le fiord du Saguenay et la Baie des Chaleurs pour examiner le rôle des apports terrestres possibles d'hydrocarbures résiduels dans le golfe. Étant donné que la concentration de fond dans le fiord du Saguenay était supérieure à celle de l'estuaire du Saint-Laurent voisin, il semble qu'il y ait apport local de substances aromatiques (probablement des PAH provenant des industries de la région — voir chapitre I) suffisamment important pour avoir un impact considérable sur les teneurs dans le fiord du Saguenay. Il ne semble pas, cependant, que ces substances constituent un apport significatif pour le golfe en général. Par contre, dans la Baie des Chaleurs, la concentration de fond était alors de 0,67 µg/L, valeur très inférieure aux teneurs relevées ailleurs dans la région des hauts fonds des Îles-de-la-Madeleine, ce qui signifie que les déchets contenant des hydrocarbures provenant des industries forestières et minières de la région n'étaient pas une source significative de contamination du golfe par les hydrocarbures.

Expédition 72-017 (30 mai-13 juin 1972)

L'échantillonnage effectué dans le cadre de cette expédition a porté surtout sur les abords du détroit de Cabot, vers le large, et les régions nord-est et de Gaspé. Les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés variaient de 0,6 à 15 µg/L aux abords du détroit de Cabot et de 0,5 à 12 µg/L dans le golfe, la plupart des valeurs se situant entre 3 et 4 µg/L. L'ensemble global des données ainsi que les sous-ensembles des sous-régions géographiques ont répondu aux exigences du test du χ^2 après transformation logarithmique et les moyennes géométriques donnent donc une mesure des concentrations de fond dans les diverses régions (tableau IX.2). La combinaison des données des régions voisines pour lesquelles les différences entre les moyennes géométriques n'étaient pas significatives a donné un modèle à cinq compartiments (fig. IX.3b), tous les secteurs ayant des teneurs de base de 2,3 à 4,6 µg/L. La concentration de fond dans le détroit de Jacques-Cartier était légèrement inférieure et, comme c'était le cas dans les études précédentes, celle du détroit de Cabot était supérieure aux teneurs trouvées ailleurs dans le golfe. L'uniformité observée au cours de cette expédition était probablement due aux conditions océanographiques ambiantes au début du printemps, peu après la disparition des glaces dans le golfe, et avant un net réchauffement saisonnier. On a obtenu trop peu de données pour évaluer les concentrations de fond dans l'estuaire supérieur ou le fiord du Saguenay, ou encore pour comparer les teneurs dans la partie nord-est du golfe avec les teneurs dans l'Atlantique, à l'extérieur du détroit de Belle-Isle.

TABLEAU IX.2. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la concentration moyenne géométrique, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées par calcul logarithmique (toutes en µg/L). Mai-juin 1972 (expédition 72-017).

Région	M.G.	Plage de distribution	*n*
A. Abords du détroit de Cabot	3,01	1,61-5,61	38
B. Détroit de Cabot	4,59	2,55-8,22	37
C. Partie centrale du golfe	2,57	1,26-5,26	35
D. Partie nord-est du golfe	3,21	2,25-4,57	43
E. Hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine	3,11	1,77-5,48	10
F. Détroit de Jacques-Cartier	2,29	1,50-3,44	16
G. Détroit de Gaspé	3,21	2,10-4,90	35
I. Estuaire supérieur	2,73	2,52-2,95	3
J. Fiord du Saguenay	3,65	2,89-4,62	7
K. Abords du détroit de Belle-Isle	2,25	1,82-2,81	3
Ensemble global des données	3,15	1,81-5,51	227

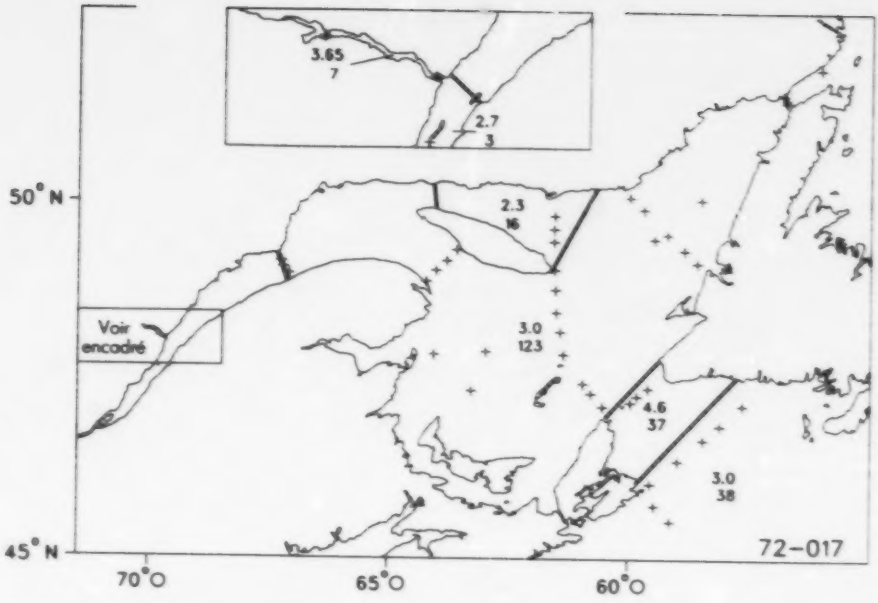


FIG. IX.3b. (*Suite*)

TABLEAU IX.3. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la concentration moyenne géométrique, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées par calcul logarithmique (toutes en µg/L). Février/mars 1973 (expédition 73-004).

Région	M.G.	Plage de distribution	*n*
B. Détroit de Cabot	1,37	0,80-2,36	33
C. Partie centrale du golfe	0,47	0,23-0,94	10
D. Partie nord-est du golfe	1,29	0,70-2,32	42
F. Détroit de Jacques-Cartier	1,09	0,56-2,11	8
G. Détroit de Gaspé	0,69	0,38-1,22	18
H. Estuaire inférieur	1,25	0,70-2,26	7
Ensemble global des données	1,09	0,55-2,13	118

Expédition 73-004 (12 février-8 mars 1973)

Cette expédition a été faite dans le but de faire le relevé de la plus grande superficie possible du golfe dans des conditions de fin d'hiver, bien que d'épaisses couches de glace aient empêché l'échantillonnage des hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine et de la majeure partie de la région centrale.

Les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés variaient alors de 0,25 à 4,6 µg/L, la plupart des valeurs étant environ de 1 µg/L. Bien que les échantillons aient été trop peu nombreux dans la plupart des régions pour établir une distribution statistique des données, les moyennes géométriques indiquent que les concentrations de fond étaient relativement uniformes dans toute la région, avec peut-être des teneurs un peu plus élevées dans le détroit de Cabot et dans les zones nord-est (tableau IX.3). Dans ce cas, la distribution des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés pourrait être décrite par un modèle à trois compartiments comprenant les régions du nord-est, du centre et de l'estuaire avec des concentrations de fond respectives de 1,3, 0,60 et 1,3 µg/L (fig. IX.3c).

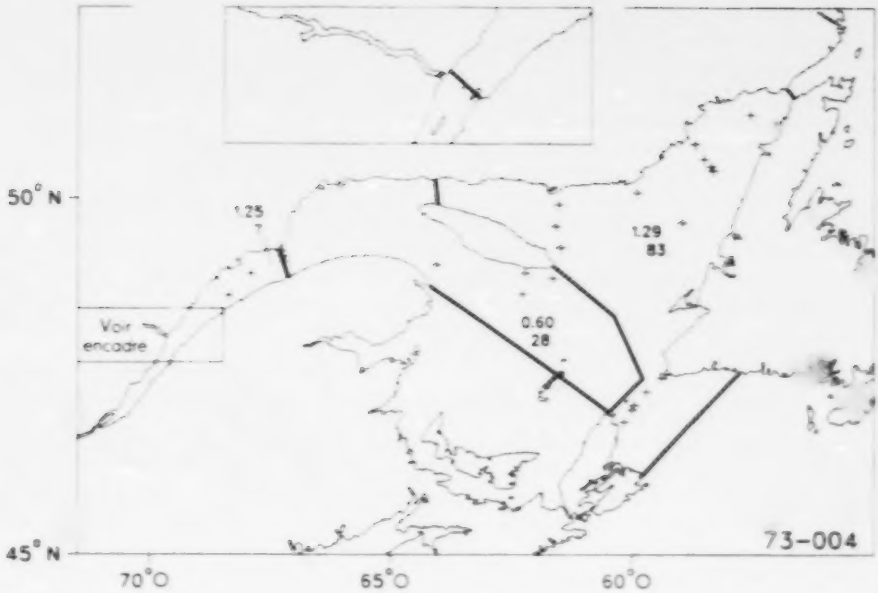


FIG. IX.3c. *(Suite)*

TABLEAU IX.4. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la concentration moyenne géométrique, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées par calcul logarithmique (toutes en µg/L). Avril/mai 1973 (expédition 73-012).

Région	M.G.	Plage de distribution	*n*
A. Abords du détroit de Cabot	2,29	1,02-5,10	29
B. Détroit de Cabot	1,57	0,89-2,77	34
C. Partie centrale du golfe	1,55	0,98-2,46	37
D. Nord-est du golfe	0,99	0,62-1,57	56
E. Hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine	0,99	0,58-1,71	19
F. Détroit de Jacques-Cartier	1,75	0,95-3,21	15
G. Détroit de Gaspé	0,91	0,57-1,44	62
H. Estuaire inférieur	1,85	1,10-3,15	78
J. Fiord du Saguenay	1,51	0,86-2,65	33
Ensemble global des données	1,43	0,71-2,85	363

Expédition 73-012 (25 avril-10 mai 1973)

Ce fut l'une des études les plus complètes du golfe, avec une couverture détaillée de toutes les zones, sauf de l'estuaire supérieur et de la région du détroit de Belle-Isle vers le large. Les concentrations variaient de 0,3 à 7,5 µg/L et, lorsqu'elles étaient triées géographiquement, les données de toutes les zones ont réussi le test du χ^2 après transformation (il y avait trop peu de données dans les zones E et F pour donner des résultats significatifs — voir tableau IX.4). La combinaison des données des régions où les différences entre les moyennes géométriques n'étaient pas significatives a produit un modèle à cinq compartiments (fig. IX.3d), notamment : l'estuaire inférieur et le Saguenay, le détroit de Gaspé et les hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine, la région nord-est, la région centrale et les abords du détroit de Cabot. Comme précédemment, les plus fortes concentrations se trouvaient dans le détroit de Cabot vers le large, et les plus faibles se trouvaient dans les régions nord-est et sud-ouest.

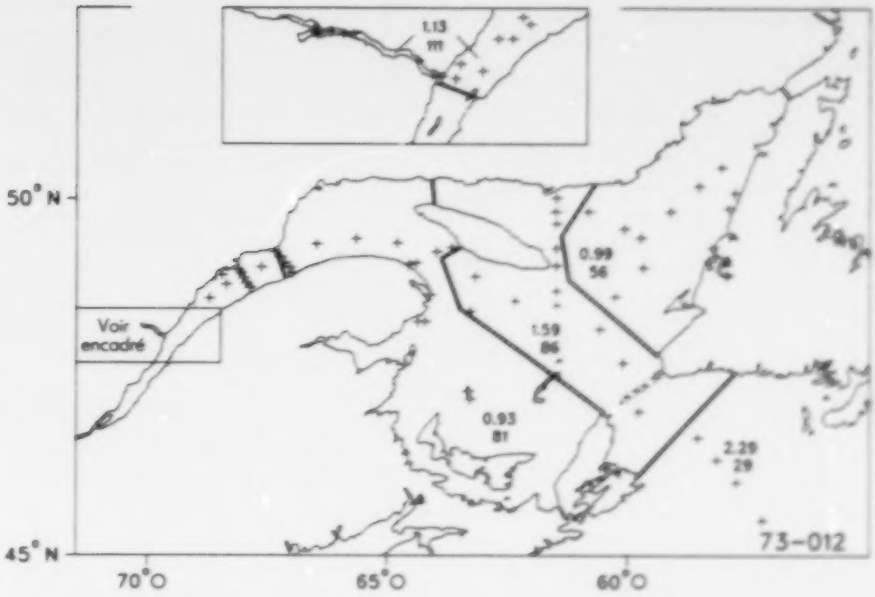


FIG. IX.3d. *(Suite)*

Comme nous l'avons vu précédemment, le niveau de concentration sur le site du naufrage du *Irving Whale* ne dépassait pas celui du reste de la zone des hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine. Par conséquent, rien n'indiquait que les fuites de la barge coulée au fond de l'eau avaient augmenté ou entraînaient une augmentation des concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau. De plus, les concentrations dans la région de Corner Brook/Baie des Îles, qui reçoit les déchets domestiques et industriels du village et d'une usine de pâtes et papiers, n'étaient pas supérieures aux teneurs que l'on retrouvait ailleurs dans la région nord-est du golfe, indiquant ainsi que ces apports n'avaient pas d'effet significatif sur les teneurs de base générales dans le golfe.

Expédition 73-020 (8 juillet 1973)

Ce fut un relevé très bref pour étudier l'impact d'un déversement de fuel lourd C après la collision, le 4 juillet 1973, entre le vraquier *Florence* et le pétrolier *St. Spyridon* dans l'estuaire inférieur du Saint-Laurent sur la concentration de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans l'estuaire inférieur. Au moment de l'échantillonnage, le pétrole flottant et les nappes connexes à la surface de la mer étaient ballotés par des courants tidaux violents dans cette région, mais il y avait un transport net d'hydrocarbures en aval du lieu du déversement. Dans la couche supérieure de 50 mètres de la colonne d'eau près du site de la collision, les concentrations variaient de 6,5 à 95,5 µg/L, mais elles diminuaient à 5,0–7,0 µg/L à environ 60 kilomètres en aval. Malgré le fait que les données étaient trop peu nombreuses pour permettre un traitement statistique rigoureux, l'impact du déversement sur les concentrations de fond dans l'estuaire était évident. Non seulement les concentrations moyennes (moyenne arithmétique — M.A. 12,7 µg/L; moyenne géométrique — M.G., 9,0 µg/L — fig. IX.3e) étaient supérieures à celles observées avant le déversement, mais la variabilité était également beaucoup plus importante étant donné que la distribution des hydrocarbures dans la colonne d'eau était loin d'être homogène. Étant donné qu'il s'agissait d'un très petit déversement, ses effets n'étaient que locaux et de courte durée.

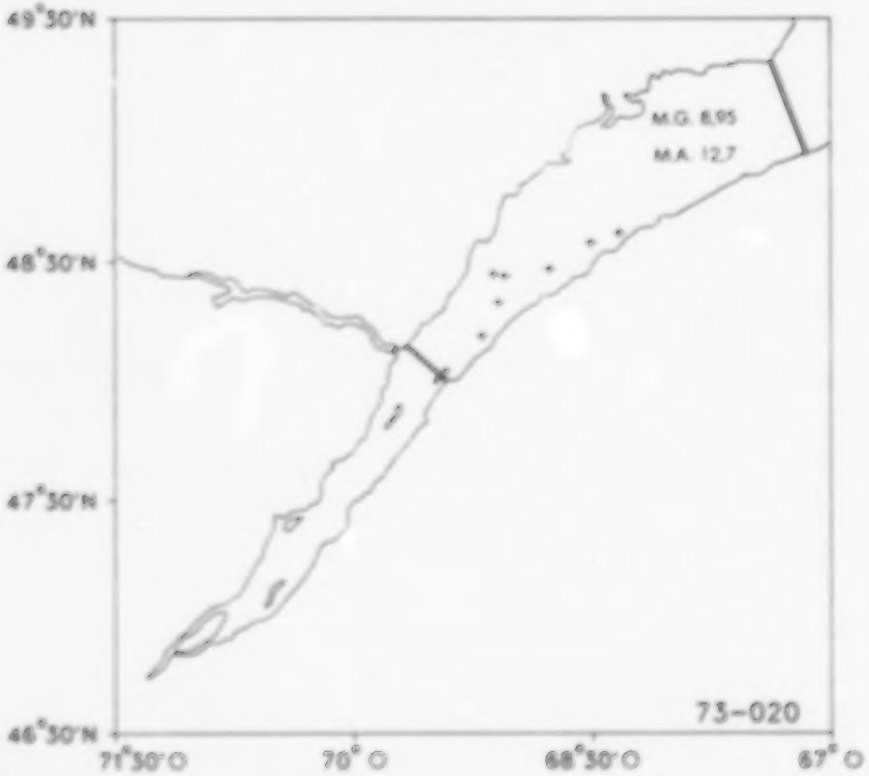


FIG. IX.3e. (Suite)

et il est peu probable que ce déversement ait eu des répercussions sur les concentrations de fond du golfe en général.

Expédition 74-028 (29 juillet-15 août 1974)

L'échantillonnage effectué au cours de cette expédition couvrait toutes les régions du golfe, à l'exception de l'estuaire supérieur et du fjord du Saguenay. Une attention particulière a été accordée aux abords du détroit de Cabot et du détroit de Belle-Isle pour comparer les concentrations de fond dans le golfe avec celles à l'extérieur.

Les concentrations variaient de 0,2 à 7,9 µg/L dans le golfe, de 0,5 à 13,5 µg/L aux abords du détroit de Cabot et de 0,5 à 4 µg/L aux abords du détroit de Belle-Isle. Les ensembles de données de toute la région et les diverses sous-régions ont été distribués de façon lognormale, et les moyennes géométriques des diverses régions variaient de 1,1 µg/L dans le détroit de Gaspé, à 2,7 µg/L aux abords du détroit de Cabot (tableau IX.5). Dans ce cas, un modèle à cinq compartiments comprenant les abords du détroit de Cabot, la partie méridionale du golfe, la partie septentrionale du golfe, l'estuaire du Saint-Laurent, la région de Gaspé et les abords du détroit de Belle-Isle (fig. IX.3f) était donc approprié. Les teneurs étaient les plus élevées aux abords du détroit de Cabot, intermédiaires dans la partie centrale du golfe, et les plus basses dans la région de l'estuaire du Saint-Laurent/détroit de Gaspé. Comme au cours des expéditions précédentes, la concentration de fond dans l'Atlantique, à l'extérieur du détroit de Cabot, était sensiblement plus élevée que dans le golfe, ce qui appuie davantage l'hypothèse selon laquelle les eaux de l'Atlantique constituent la principale source d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe. Par contre, la concentration de fond dans l'Atlantique, à l'extérieur du détroit de Belle-Isle, était légèrement infé-

TABLEAU IX.5. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la concentration géométrique moyenne, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées par calcul logarithmique (toutes en µg/L). Juillet/août 1974 (expédition 74-028).

Région	M.G.	Plage de distribution	n
A. Abords du détroit de Cabot	2,69	1,44-5,00	141
B. Détroit de Cabot	1,49	0,72-3,07	44
C. Partie centrale du golfe	1,31	0,85-2,03	25
D. Partie nord-est du golfe	1,81	0,84-3,91	83
E. Hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine	1,40	0,81-2,43	34
F. Détroit de Jacques-Cartier	1,51	0,63-3,60	32
G. Détroit de Gaspé	1,13	0,68-1,89	64
H. Estuaire inférieur	1,21	0,56-2,62	23
K. Abords du détroit de Belle-Isle	1,29	0,71-2,32	31
Ensemble global des données	1,72	0,83-3,55	477

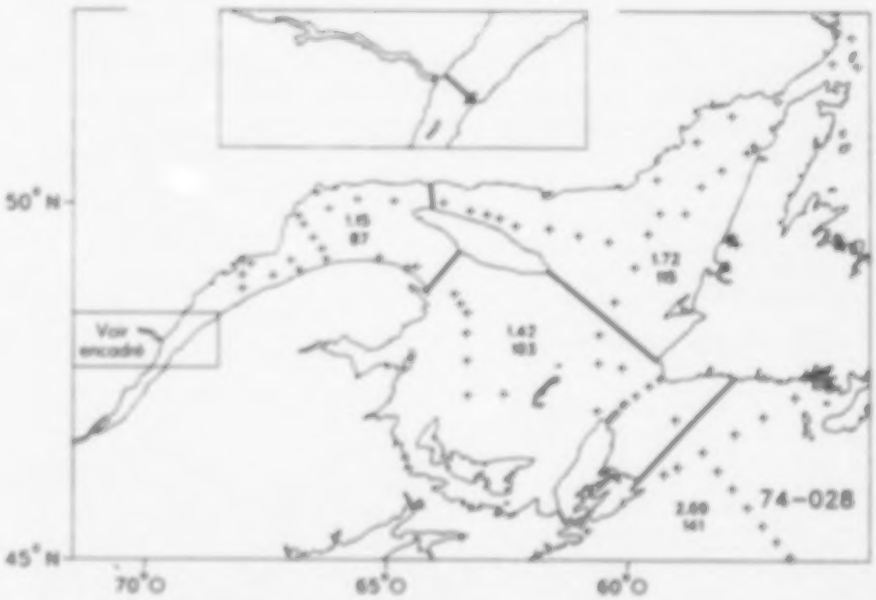


FIG. IX.3f. (Suite)

rieure à celle que l'on retrouvait dans la partie nord-est du golfe. La différence au niveau de la concentration de fond dans l'Atlantique, dans la région du détroit de Belle-Isle, et celle au sud de Terre-Neuve était principalement due à des facteurs océanographiques. Dans la première région, l'eau est principalement constituée d'eau arctique qui s'écoule vers le sud le long du plateau continental du Labrador, tandis que dans la dernière, il y a un mélange complexe d'eau du courant du Labrador, d'eau du talus et d'eau provenant du golfe du Saint-Laurent. La similitude entre les concentrations de fond dans la partie nord-est du golfe et celle de l'Atlantique près du détroit de Belle-Isle résultait donc de l'échange et du brassage des eaux du golfe et de celles de l'Atlantique dans cette région. Dans l'Atlantique, au sud de Terre-Neuve, le trafic maritime est cependant beaucoup plus intense, et on croit que les eaux du talus continental présentes dans cette région sont la principale source d'hydrocarbures résiduels trouvés à cet endroit et sur les Grands Bancs (Levy, 1983).

Expédition 75-015 (27 mai-8 juin 1975)

Bien que l'échantillonnage effectué au cours de cette expédition ait été concentré sur la région de Gaspé, ce programme d'échantillonnage a également porté sur une bonne partie du détroit de Cabot et de l'estuaire inférieur. De plus, des échantillons ont été prélevés dans la Baie des Îles à Terre-Neuve pour fournir de plus amples informations sur cette région qui reçoit les déchets domestiques et industriels de Corner Brook.

Les concentrations étaient inférieures à 1 µg/L dans presque tous les échantillons prélevés au cours de cette expédition, malgré un échantillon qui avait une concentration supérieure à 11 µg/L. Les données de cette expédition étaient uniques en ce sens que les histogrammes de distribution de tout l'ensemble des données et de la région de Gaspé contenaient un nombre exceptionnellement élevé de valeurs dans la partie centrale de la plage de distribution. Par conséquent, ni les données non transformées ni les données transformées après calcul logarithmique ont réussi le test du χ^2, et on ne sait pas très bien laquelle de la moyenne arithmétique ou de la moyenne géométrique est la mesure la plus appropriée de la concentration de fond. Cependant, dans

TABLEAU IX.6. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la concentration moyenne géométrique, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées après calcul logarithmique (toutes en µg/L). Mai/juin 1975 (expédition 75-015).

Région	M.G.	Plage de distribution	n
B. Détroit de Cabot	0,40	0,23-0,70	62
C. Partie centrale du golfe	0,25	0,16-0,43	14
D. Partie nord-est du golfe	0,29	0,18-0,44	26
E. Hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine	0,41	0,29-0,59	24
G. Détroit de Gaspé	0,47	0,26-0,85	144
H. Estuaire inférieur	0,43	0,27-0,69	49
Ensemble global des données	0,41		319

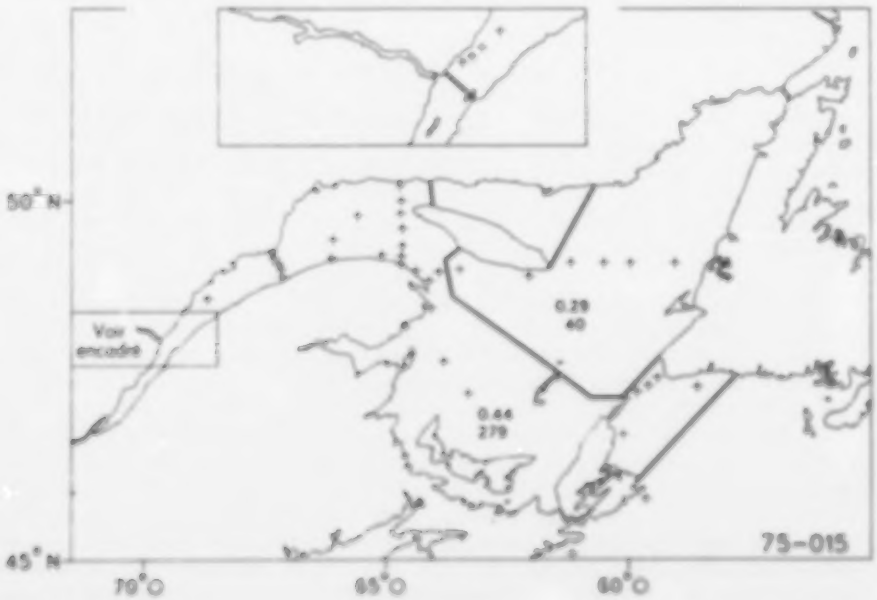


FIG. IX.3g. (Suite)

la pratique, cela importe peu étant donné que ces deux moyennes sont presque identiques. Les distributions pour les autres secteurs du golfe étaient lognormales lorsqu'il y avait suffisamment de données pour passer un test χ^2 significatif. Les concentrations de fond des divers secteurs du golfe au cours de cette expédition étaient non seulement remarquablement uniformes, elles étaient également beaucoup plus basses que celles observées au cours des expéditions précédentes (tableau IX.6), ce qui a donné un modèle à deux compartiments (fig. IX.3g) dont les concentrations de fond respectives étaient de 0,44 et 0,29 µg/L. Bien que les concentrations de fond de ces deux régions aient été statistiquement différentes, on ne peut s'attendre à ce qu'une si faible différence ait une signification environnementale étant donné que les concentrations de fond étaient elles-mêmes bien inférieures aux concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés reconnus pour avoir des effets toxiques immédiats ou pour avoir eu des effets subléthaux sur la vie marine (Kiceniuk et Khan, 1983).

Le niveau de concentration dans la région de la Baie des Îles, à Terre-Neuve, n'était pas différent de celui de la partie nord-est du golfe, et ainsi, les données confirment les résultats précédents d'après lesquels ni le village de Corner Brook, ni son usine de papier n'avaient d'effet décelable sur les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe.

Expédition 76-006 (23-28 avril 1976)

Cette expédition a été limitée à l'estuaire supérieur et au fiord du Saguenay et a fourni la possibilité d'étudier les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans les régions où l'eau douce du Saint-Laurent et du Saguenay se mélange avec l'eau salée du chenal Laurentien.

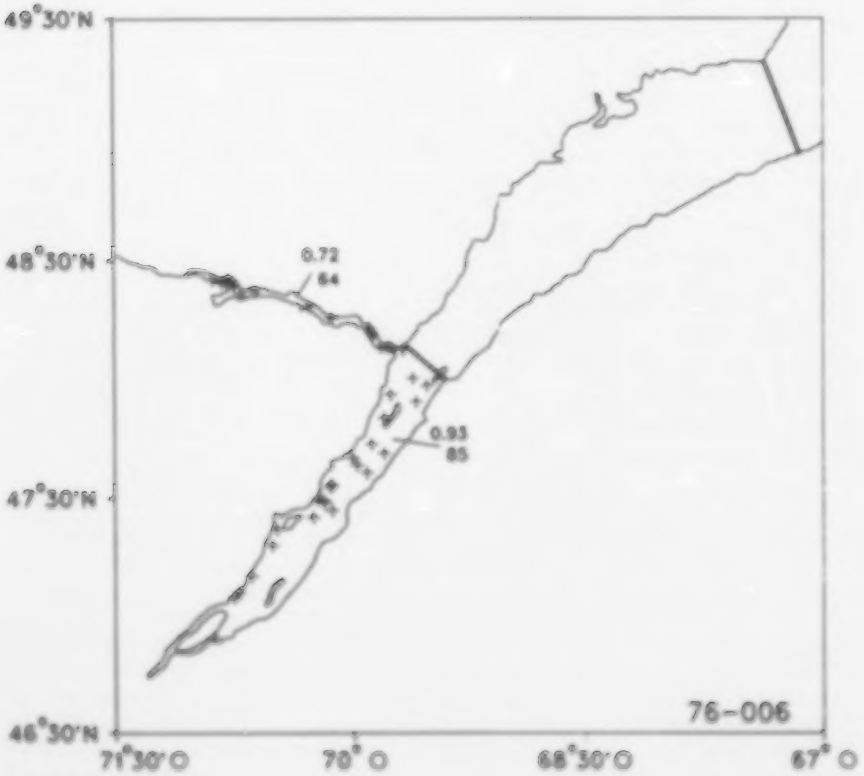


FIG. IX.3h. (Suite)

Les concentrations dans le fiord du Saguenay variaient de 0,35 à 8,75 µg/L (M.A. = 0,94 µg/L; M.G. = 0,72 µg/L) (fig. IX.3h), la plupart des valeurs les plus élevées étant rassemblées près des biefs supérieurs du fiord. Les concentrations sensiblement supérieures (M.A. = 1,37 µg/L; M.G. = 0,92 µg/L) dans cette région, comparées à celles du reste du fiord, indiquaient clairement l'impact d'apports locaux de substances aromatiques non polaires. De même, les concentrations dans la partie de l'estuaire supérieur du Saint-Laurent, dominée par les eaux douces, étaient sensiblement supérieures à celles trouvées plus en aval (M.A. = 2,02 µg/L; M.G. = 1,67 µg/L contre M.A. = 0,77 µg/L; M.G. = 0,65 µg/L). Ainsi, dans ces deux régions, les influences des apports associés à l'évacuation des eaux des réseaux fluviaux étaient évidentes. Ces influences étaient cependant très localisées en raison des processus « d'élimination » (par exemple, la fixation des substances organiques sur les matières particulaires en suspension dans l'eau et la décantation subséquente de ces matières dans le fond de la colonne d'eau) associés au mélange des eaux douces et des eaux salées. Par conséquent, ces apports ne semblent avoir aucun effet sur les eaux libres du golfe.

Expédition 79-024 (25 août-2 septembre 1979)

Le programme d'échantillonnage de cette expédition a porté sur les régions de l'estuaire et de Gaspé, avec un faible échantillonnage dans le détroit de Cabot et l'échantillonnage d'une seule station dans la région centrale.

Les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau à ce moment variaient de 0,1 à 7,5 µg/L, la plupart des valeurs étant inférieures à 0,5 µg/L. Étant donné que l'échantillonnage était très groupé, l'ensemble global des données n'a pu passer le test du χ^2. Une fois triées géographiquement, les données de Gaspé, de l'estuaire supérieur et de l'estuaire inférieur étaient distribuées de façon lognormale bien qu'il y ait trop peu de données provenant du détroit de Cabot et de la région centrale pour pouvoir effectuer des essais significatifs. Les concentrations de fond étaient donc légèrement supérieures à 1 µg/L dans l'estuaire supérieur et légèrement inférieures dans les autres régions (tableau IX.7). La combinaison des régions où les différences au niveau des concentrations de fond n'étaient pas significatives a produit un modèle à trois compartiments indiquant que les concentrations de fond dans l'estuaire supérieur, la partie centrale du golfe et le détroit de Cabot étaient respectivement de 1,1, 0,35 et 0,62 µg/L (fig. IX.3i).

En plus de la colonne d'eau, les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la microcouche de la surface ont été mesurées à 37 endroits. Les concentrations variaient de 10 à plus de 160 µg/L, mais seules quelques-unes des valeurs dépassaient 50 µg/L. Les données ont été distribuées de façon lognormale avec une moyenne géométrique de 22 µg/L. C'est-à-dire que le niveau général de la contamination dans la microcouche de surface était d'environ d'un ordre de grandeur supérieur à celui de la colonne d'eau sous-jacente. Ces résultats sont conformes aux

TABLEAU IX.7. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent. M.G. représente la concentration moyenne géométrique, et la plage de distribution donne les concentrations correspondant à ± 1σ des données transformées après calcul logarithmique (toutes en µg/L). Août/septembre 1979 (expédition 79-024).

Région	M.G.	Plage de distribution	n
B. Détroit de Cabot	0,62	0,40-0,95	29
C. Partie centrale du golfe	0,31	0,21-0,47	12
G. Détroit de Gaspé	0,37	0,21-0,66	58
H. Estuaire inférieur	0,35	0,23-0,54	36
I. Estuaire supérieur	1,10	0,59-2,06	93
Ensemble global des données	0,62	0,29-1,35	228

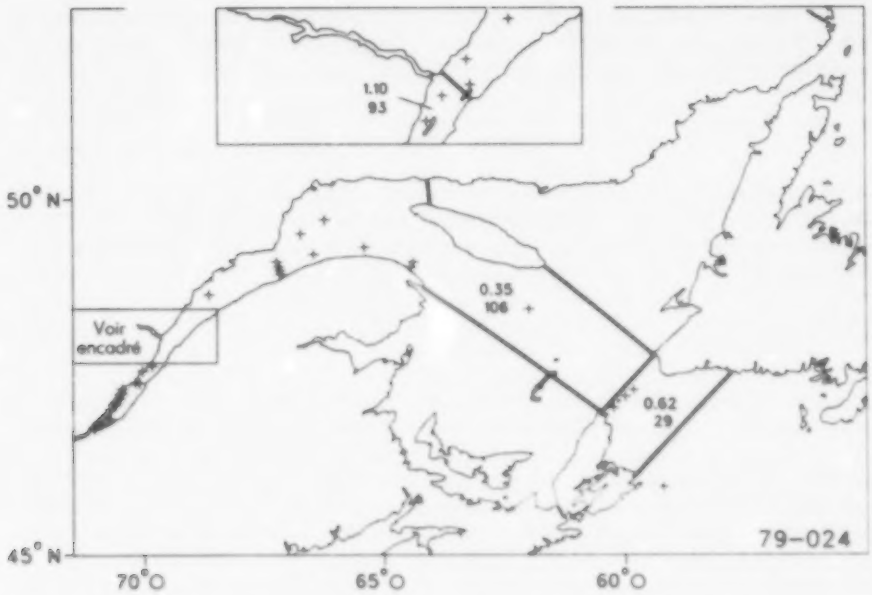


FIG. IX.3i. (*Suite*)

ensembles similaires de données de la baie de Baffin (Levy, 1979b, 1981) et des Grands Bancs (Levy, 1983). Il convient également de remarquer que les niveaux les plus élevés de contamination des eaux de surface se trouvaient dans la région du détroit de Cabot et à l'extrémité de l'estuaire du Saint-Laurent vers le large.

Un modèle intégral

Une analyse statistique des données recueillies au cours des dix expéditions faites entre 1970 et 1979 a démontré que la présence et la distribution des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent et les zones marines adjacentes, au cours de cette période, pouvaient être interprétées en termes de concentrations de fond générales dans des « casiers » d'eau définis en fonction des régimes océanographiques. Vu l'impossibilité de trouver des rapports entre les concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans la colonne d'eau et la profondeur ou tout autre paramètre océanographique facile à mesurer, et étant donné que les différences apparentes entre les niveaux de concentration dans les casiers voisins étaient souvent non significatives, les concentrations de fond dans la région du golfe, au moment de chaque expédition, pouvaient être représentées par un simple modèle géographique comportant 4 ou 5 compartiments. Étant donné que les caractéristiques générales de ces modèles étaient très semblables, seules des modifications mineures ont été nécessaires pour produire un modèle à 4 compartiments, à savoir : les abords du détroit de Cabot, le détroit de Cabot, le golfe et l'estuaire inférieur qui décrivaient de façon adéquate les concentrations de fond dans l'ensemble de la région pour toute la période de l'étude (Levy, 1985). L'eau du golfe s'échange avec l'eau de l'estuaire inférieur et celle du détroit de Cabot, tandis que l'eau du détroit de Cabot vient en interaction avec celle du golfe et celle de l'Atlantique. La zone atlantique au-delà du détroit de Belle-Isle n'a pas été incluse étant donné qu'on n'avait noté aucune différence significative entre les concentrations de fond de la partie nord-est du golfe et celles des abords du détroit de Belle-Isle dans l'Atlantique. De même, les régions de l'estuaire supérieur et du Saguenay n'ont pas été incluses étant donné que tout apport d'eau dans le golfe à partir de ces régions doit passer par l'estuaire inférieur.

TABLEAU IX.8. Concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent, 1971-1979 : modèle simplifié illustrant les changements temporels (µg/L). Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'échantillons inclus dans les moyennes géométriques.

Date	Abords du détroit de Cabot	Détroit de Cabot	Golfe	Estuaire inférieur
Juillet/août 1971	6,3 (3)	6.0 (21)	1.6 (200)	0,95 (18)
Mai/juin 1972	3.0 (38)	4.6 (37)	2.9 (139)	
Février/mars 1973		1.4 (33)	0,95 (78)	1.3 (7)
Avril/mai 1973	2.3 (29)	1.6 (34)	1.1 (189)	1.9 (78)
Juillet/août 1974	2.7 (141)	1.5 (44)	1.45 (238)	1.2 (23)
Mai/juin 1975		0.40 (62)	0.42 (250)	0.43 (49)
Août/septembre 1979		0,62 (29)	0,35 (70)	0,35 (70)

Grâce à ce modèle unifié, les rapports généraux entre les concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans les divers secteurs se dégageaient plus clairement (tableau IX.8). Par exemple, dans trois cas sur quatre où il y avaitdes données, la concentration de fond aux abords du détroit de Cabot était supérieure à celle des eaux du détroit de Cabot, et dans six cas sur sept, la teneur dans le détroit de Cabot était supérieure à celle du golfe. Par contre, il n'y avait aucune tendance constante entre les teneurs dans le golfe et celles de l'estuaire inférieur.

Comme dans le cas de chaque modèle, ce modèle général validait le concept selon lequel la principale source d'hydrocarbures résiduels dans le golfe est associée à l'entrée des eaux atlantiques par le détroit de Cabot, que les apports associés aux déversements provenant du bassin hydrographique du Saint-Laurent sont négligeables en comparaison, et qu'il n'y a aucun échange substantiel net par le détroit de Belle-Isle. Dans la région du golfe, les concentration de fond des divers secteurs sont étroitement liées au trafic maritime. Par conséquent, la clé de la gestion de la qualité de l'environnement dans la région du golfe du Saint-Laurent, en ce qui a trait aux hydrocarbures résiduels dissous/dispersés, consiste à contrôler le transport de ces substances dans l'Atlantique nord, particulièrement aux abords du détroit de Cabot et, en même temps, d'éviter tout accroissement des apports locaux directs.

Tendances temporelles

Un point plus significatif que les valeurs réelles des concentrations de fond et leur distribution géographique est la diminution de ces concentrations au cours de la première moitié des années 70. Les données (tableau IX.8) laissaient voir que, dès 1975, un équilibre avait été atteint entre le taux d'apports et la capacité du golfe à assimiler les hydrocarbures résiduels dissous/dispersés. Bien que l'on ne connaisse pas avec certitude la cause de cette diminution, on a supposé qu'elle a découlé des mesres prises vers la fin des années 60 et au début des années 70 et consistant à interdire le déversement d'hydrocarbures dans le golfe du Saint-Laurent et limiter les déversements des navires en haute mer (Levy, 1985). Bien qu'il y ait encore des déversements d'hydrocarbures résiduels, toute réduction de la concentration de fond dans l'Atlantique, aux abords du détroit de Cabot, se traduira vite par des changements dans les concentrations de fond dans le golfe en raison du court temps de séjour des eux dans le golfe. Ainsi, la diminution observée des concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent serait une indicaon de l'efficacité des mesures de lutte contre la pollution pour stopper la détérioratiorde l'environnement et en améliorer la qualité dans les mers semi-fermées.

Bien que l'étude détaillée la plus récente du golfe date de 1979, les données recueillies en 1981 dans une station du chenal Laurentien, au sud de Terre-Neuve, indiquaient que la concentration de fond dans les eaux à la source du golfe était de 0,63 µg/L (Levy, 1983). Ces chiffres correspondent exactement à la concentration mesurée dans le détroit de Cabot en 1979 et sous-entendent que la concentration de fond dan le

golfe était probablement semblable, ou peut-être même un peu inférieure à celle observée en 1979. Ainsi, en ce qui a trait à l'environnement, la tendance positive vers des niveaux inférieurs de contamination par les hydrocarbures résiduels dissous/dispersés n'a apparemment pas été inversée.

Source de contamination

La concentration de fond actuelle des hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent est semblable à celles des Grands Bancs (Levy, 1983) de la baie de Baffin (Levy, 1981) et des régions du détroit d'Hudson et du plateau continental du Labrador (Levy, 1986). Étant donné qu'aucune de ces zones éloignées ne reçoit d'importants apports directs d'hydrocarbures résiduels en rapport avec des activités humaines et que les concentrations d'hydrocarbures résiduels étaient très uniformes dans toute la région, on a supposé (Levy, 1985) que ces substances provenaient principalement d'une source diffuse comme les dépôts atmosphériques de substances aromatiques non polaires formées au cours de la combustion de matières organiques à température élevée. Étant donné que les concentrations d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe, au cours des derniers relevés, étaient également très uniformes et du même ordre de grandeur, on a supposé qu'une partie substantielle de la concentration actuelle dans le golfe avait également emprunté la voie atmosphérique (Levy, 1985). Ainsi, les sources ponctuelles, comme les déversements à partir de navires et autres apports anthropiques directs, qui constituaient probablement la principale source par le passé, sont devenues une partie comparativement plus faible de l'apport total au cours des dix dernières années et maintenant, les retombées atmosphériques constituent probablement la principale source de pollution.

Bien que de petits déversements comme ceux causés par le naufrage du *Irving Whale* et de la collison entre le *Florence* et le *St. Spyridon* se produisent à l'occasion, leurs effets sont généralement locaux et à court terme et ont très peu, voire aucun impact permanent sur les teneurs régionales. De même, les apports d'hydrocarbures résiduels provenant de sources terrestres possibles autour du golfe sont actuellement minimes à l'exception des biefs de l'extrémité supérieure de l'estuaire du Saint-Laurent et du fiord du Saguenay. Même là, cependant, l'effet est très localisé en raison de la dilution, de la sédimentation et d'autres processus d'élimination associés au mélange des eaux douces et des eaux salées et, ainsi, ces sources ne contribuent pas de façon significative à la concentration de fond du golfe.

Conclusion

Une série d'études de dix ans sur la présence et la distribution d'hydrocarbures résiduels dissous/dispersés dans le golfe du Saint-Laurent a mis en évidence une diminution des concentrations de fond par rapport aux concentrations dans les eaux marines éloignées du Nord canadien censément non polluées. Étant donné que les concentrations de fond existantes dans toutes les régions sont bien inférieures à celles reconnues pour avoir des effets néfastes immédiats et directs sur la vie marine, il n'y a aucune raison de s'alarmer actuellement pour l'environnement. Toutefois, il ne faut pas rester passif, car toute augmentation des apports actuels pourrait facilement modifier la situation présente, d'où éventuellement une grave détérioration de la qualité de l'environnement. Il faudra donc continuer, dans l'avenir, de surveiller de temps en temps les concentrations de fond des hydrocarbures résiduels dans le golfe du Saint-Laurent et ailleurs.

Références

AITCHISON, J. ET J.A.C. BROWN. 1969. The lognormal distribution. Cambridge University Press, London. 176 p.

GARRETT, W.D. 1965. Collection of slick-forming materials from the sea surface. Limnol. Oceanogr. 10 : 602-605.

KICENIUK, J.W. ET R.A. KHAN. 1983. Toxicology of chronic crude oil exposure : sublethal effects on aquatic organisms, p. 425-436. In J. O. Nriagu [ed.] Aquatic toxicology. John Wiley and Sons. New York, NY.

LEVY, E.M. 1971a. The presence of petroleum residues off the east coast of Nova Scotia, in the Gulf of St. Lawrence and the St. Lawrence River. Water Res. 5 : 723-733.

1971b. Impact of the Whale incident on the background levels of petroleum residues in the Gulf of St. Lawrence. Rapport inédit préparé pour Transports Canada.

1972. Evidence for the recovery of the waters off the east coast of Nova Scotia from the effects of a major oil spill. Water Air Soil Pollut. 1 : 144-148.

1977. Fluorescence spectrophotometry : principles and practice as related to the determination of dissolved dispersed petroleum residues in sea water. Institut océanographique de Bedford, Rapport BI-R-77-7 : 17 p.

1979a. Intercomparison of Niskin and Blumer samplers for the study of dissolved and dispersed petroleum residues in seawater. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 1513-1516.

1979b. Concentration of petroleum residues in the waters and sediments of Baffin Bay and the Eastern Canadian Arctic — 1977. Institut océanographique de Bedford, Rapport BI-R-79-3 : 34 p.

1981. Background levels of petroleum residues in Baffin Bay and the Eastern Canadian Arctic : role of natural seepage, p. 345-362. In Petroleum and the Marine Environment, Proceedings of the Petromar 80 symposium. Graham and Trotman Ltd., London.

1983. Baseline levels of volatile hydrocarbons and petroleum residues in the waters and sediments of the Grand Banks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 (Suppl. 2) : 23-33.

1984. Oil Pollution in the World's Oceans. Ambio 13 : 226-235.

1985. Background levels of dissolved/dispersed petroleum residues in the Gulf of St. Lawrence 1970-1979. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42 : 544-555.

1986. Background levels of petroleum residues in the waters and surficial bottom sediments of the Labrador Shelf and Hudson Strait/Foxe Basin regions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 : 536-547.

LEVY, E.M., M. EHRHARDT, D. KOHNKE, E. SOBTCHENKO, T. SUZUOKI ET A. TOKUHIRO. 1981. Global oil pollution : results of MAPMOPP, the IGOSS Pilot Project on Marine Pollution (Petroleum) Monitoring. Commission océanographique intergouvernementale, UNESCO. Paris, 35 p.

LEVY, E.M. ET A. WALTON. 1971. An evaluation of two neuston samplers. Institut océanographique de Bedford, Rapport 71-9 : 10 p.

1973. Dispersed and particulate petroleum residues in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 30 : 261-267.

CHAPITRE X

L'océanographie chimique du golfe dans le présent et le futur

P.M. Strain

Division de la chimie marine,
Direction générale des Sciences physiques et chimiques,
Ministère des Pêches et des Océans, Institut océanographique de Bedford,
C.P. 1006, Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

Introduction

Ce dernier chapitre portera sur l'état d'avancement de l'océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent. Le comportement des différentes espèces chimiques dans le golfe a été décrit de différentes façons. La présente section étudiera ces différentes approches interprétatives en posant quatre questions : i) que peut nous apprendre la description actuelle? ii) quelles sont les limites de la présente description? iii) que pouvons-nous apprendre en combinant les connaissances sur deux ou plusieurs espèces chimiques? et iv) quelles sont les questions encore sans réponse pour lesquelles nous devons trouver les réponses? Bien que le présent chapitre reprenne les différents thèmes traités dans les chapitres précédents, il ne se veut pas un résumé de ces chapitres. Des exemples illustrant la nature de nos connaissances sur l'océanographie chimique du golfe du Saint-Laurent sont plutôt choisis à partir de descriptions de différents éléments chimiques. Dans bien des cas, l'analyse s'appliquera à plusieurs espèces chimiques traitées dans le livre.

Matières particulaires en suspension

Le comportement des matières particulaires en suspension dans le golfe est déterminé à plusieurs niveaux différents (voir chapitre II). Au niveau le plus fondamental, la distribution des MPS est décrite pour diverses parties du golfe et différentes saisons. On peut donc déduire, à partir de certains détails de cette distribution, certains des mécanismes qui régissent le comportement de ces particules. Par exemple, en présence d'un maximum de turbidité et à partir de certaines données sur la dynamique de l'estuaire supérieur, on croit savoir que l'emprisonnement des particules par la circulation estuarienne constitue probablement un processus important. Une analyse plus poussée de la répartition granulométrique et de la composition organique/inorganique des MPS dans cette région a prouvé l'importance d'un tel mécanisme d'emprisonnement et a révélé que la floculation des particules a un rôle à jouer. Le calcul des flux entrant et sortant et la construction subséquente d'un modèle en boîte pour le golfe élargissent l'éventail de nos connaissances sur le comportement des MPS.

Ces différents niveaux d'analyse donnent divers types d'informations. La description distributionnelle permet évidemment de connaître l'endroit et le moment où les concentrations de MPS sont élevées. L'interprétation mécanistique de ces données indique les processus qui peuvent être importants du point de vue géochimique, p. ex. la circulation des particules dans le bassin supérieur de l'estuaire constitue un mécanisme d'enlèvement très efficace des espèces chimiques qui sont fixées sur les particules dans la zone de transition entre un milieu d'eau douce et un milieu d'eau salée. La modélisation du golfe en une boîte unique montre l'importance relative des entrées et des sorties dans le golfe dans son ensemble et peut supposer que le système connaît des pertes ou des gains importants. Par exemple, le bilan des MPS au chapitre II indique qu'une grande partie des apports du fleuve Saint-Laurent est déposée dans le golfe,

que les sorties par le détroit de Cabot consistent principalement en matière organique produite *in situ* dans le golfe, et que la remise en suspension interne et le dépôt des matières particulaires représentent environ 40 % de la sédimentation totale dans le golfe.

Ces conclusions sont sujettes à un certain nombre de limites. L'examen des entrées et des sorties d'espèces chimiques dans l'ensemble du golfe ne peut donner d'information sur les processus dans le golfe, ni sur la nature des déséquilibres des différents bilans. Par exemple, la distribution d'une espèce chimique associée à une particule peut être déterminée par la distribution de sédimentation des particules charriées par les cours d'eau, mais ce mode de sédimentation ne peut être décelé à partir de l'étude du bilan. De plus, les conclusions peuvent dépendre essentiellement de la qualité des informations reliées aux apports, p. ex., l'évaluation du dépôt des sédiments remis en suspension est calculée directement à partir d'une évaluation grossière de la sédimentation globale dans le golfe. Il convient également de remarquer qu'on est arrivé à une conclusion très différente à l'aide d'un modèle précédent (Sundby, 1974) basé sur un moins grand nombre de données sur les MPS et des évaluations différentes du flux d'eau — c.-à-d. qu'il n'y a pas de dépôt net dans le golfe. Bien que le bilan décrit au chapitre II comprenne les variations saisonnières, les conclusions auxquelles on est arrivé sont peut-être biaisées à cause de données incomplètes, la plupart des données accessibles sur les MPS concernent la période de l'année allant de mai à novembre.

D'un point de vue chimique, il serait utile de connaître certains détails du comportement des MPS dans le golfe impossibles à obtenir à l'aide de la présente description. Quel est le devenir « ultime » des matières particulaires inorganiques provenant des cours d'eau, et celui des matières dont le transport est régi par ce devenir? Quel est le comportement des particules dans des eaux plus profondes et moins dynamiques du golfe et de l'estuaire, et comment ces processus influencent le comportement des matières qui connaissent un cycle entre les sédiments de surface et la colonne d'eau, comme le manganèse, le cobalt et le silicate? Y a-t-il des transformations importantes sur le plan géochimique entre les particules et les réservoirs colloïdaux? Comment le cycle interne des particules dans la colonne d'eau influe sur le biote et comment est-il influencé par ce dernier?

Substances nutritives

On peut établir plusieurs parallèles entre la description existante du comportement des substances nutritives dans le golfe et celle des MPS. Une grande quantité des données distributionnelles existe pour le silicate, le phosphate et le nitrate : les distributions des substances nutritives ont été utilisées pour mieux connaître les processus importants pour la géochimie de ces substances; un bilan a été calculé pour tout le système du golfe (voir chapitre III). Une autre approche qui a été adoptée pour élucider les processus des substances nutritives est la corrélation des concentrations de ces substances avec d'autres paramètres physiques/chimiques. Dans le bassin supérieur de l'estuaire, des évaluations prudentes des rapports entre la concentration des substances nutritives et la salinité ont révélé d'importants changements au niveau du régime à très faible salinité, et souligné l'importance d'une identification adéquate des ramifications terminales du réseau au cours des études du brassage estuarien. La mise en corrélation des concentrations de substances nutritives dans les eaux profondes du chenal Laurentien avec les concentrations d'oxygène dissous et la composition isotopique du carbone inorganique dissous expliquent certaines caractéristiques de la régénération des substances nutritives inorganiques dans les eaux profondes du golfe.

Le bilan nutritif du golfe est considérablement déséquilibré en ce qui a trait au nitrate et au silicate. Les raisons de ces déséquilibres sont évidentes : c'est-à-dire que le silicate disparaît dans les sédiments du golfe et que les formes autres que le nitrate de l'azote jouent un rôle important dans le cycle de l'azote du golfe. Cependant, ces conclusions sont sujettes à la qualité des intrants du modèle et aux hypothèses utilisées. La couverture saisonnière des mesures des substances nutritives est aussi bonne que pour tout autre paramètre chimique, mais les données hivernales restent insuffisantes.

Il fallait rassembler les données de plusieurs années avec des échantillons prélevés à différentes saisons, à chacune de ces années, pour produire le bilan en question. Ces modèles ne peuvent évidemment pas tenir compte de la variabilité d'une année à l'autre, ni des processus qui entraînent plusieurs changements à l'intérieur d'une même saison.

Une deuxième limitation importante du bilan provient de l'hypothèse selon laquelle très peu d'eau passe par le détroit de Belle-Isle. Des études océanographiques physiques récentes de la région indiquent que les écoulements d'eau par le détroit n'étaient pas négligeables (chapitre I). Ces considérations peuvent être particulièrement importantes en ce qui a trait aux substances nutritives. Non seulement les transports considérables de substances nutritives par le détroit de Belle-Isle détruisent les hypothèses utilisées par El-Sabh dans ses calculs des écoulements par le détroit de Cabot, mais la possibilité que les eaux du plateau continental du Labrador soient un important élément de la couche intermédiaire du golfe peut signifier qu'on a négligé un important apport de substances nutritives dans le golfe. Il n'y a probablement pas assez de données pour savoir si d'importants gradients de concentration existent dans le secteur nord-est du golfe. Cette région du golfe a souvent été omise des programmes de relevés sur le terrain en raison de son éloignement, de sa longue période d'englacement et de l'absence apparente du bien-fondé de tels relevés par rapport au secteur méridional beaucoup plus productif du golfe. Les nouveaux programmes d'échantillonnage devraient tenir compte des détails de la dynamique de la région comme les échanges saisonniers de substances nutritives par le détroit de Belle-Isle et l'emplacement des différents apports sur la rive septentrionale du golfe.

Un élargissement logique du bilan actuel serait la construction de modèles en boîte plus perfectionnés qui subdivisent le golfe, donnant à chacun de ces modèles la possibilité de révéler les détails des différents processus internes. Bewers et Yeats (1983) ont construit un tel modèle pour les substances nutritives dans lequel ils subdivisent le golfe verticalement et horizontalement (fig. X.1). D'autres intrants sont nécessaires pour établir un bilan, comme les écoulements d'eau aux frontières internes, et la composition ainsi que les flux de particules entre la surface et les couches en profondeur. Étant donné que le phosphate était équilibré dans l'ensemble du golfe, Bewers et Yeats l'ont utilisé pour ajuster certains paramètres-intrants dans des plages raisonnables. L'application de ce modèle au silicate et au nitrate a indiqué que le déséquilibre au niveau du silicate se limite à la couche en profondeur, prouvant ainsi que l'explication

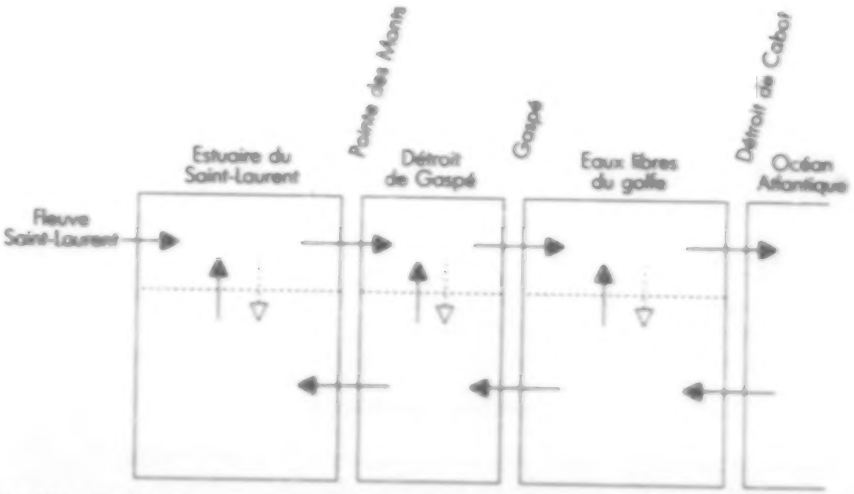


FIG. X.1. Modèle en boîte amélioré pour les substances nutritives dans le golfe du Saint-Laurent. Les flèches en trait plein indiquent des flux advectifs; les flèches vides indiquent des flux particulaires.

de la sédimentation est correcte, et que le déséquilibre au niveau du nitrate est un phénomène de la couche superficielle. De plus, il a été possible de fixer des contraintes pour les concentrations d'espèces azotées réduites qui devraient expliquer les différences.

Les autres conclusions auxquelles on est arrivé grâce à ce modèle plus perfectionné sont intéressantes mais elles approchent de la limite de ce que nous pouvons obtenir avec cette approche en utilisant les données dont nous disposons actuellement. Il faut s'assurer que les données utilisées puissent appuyer les conclusions obtenues. Une importante considération de cette évaluation est la densité de l'échantillonnage aussi bien dans le temps que dans l'espace. De plus, il n'y a aucune raison de créer plus de compartiments qu'il y a de milieux distincts identifiables.

Une bonne part de ce que nous voudrions connaître au sujet du comportement des substances nutritives dans le golfe a trait aux processus qui se déroulent à court ou à long terme, et que l'on ne peut étudier à l'aide des données actuelles. Par exemple, non seulement les apports du fleuve Saint-Laurent sont très saisonniers, il y a également des différences très curieuses dans la dispersion des concentrations de phosphate d'une saison à l'autre. À certains moments de l'année, la dispersion est probablement due à des processus dont l'échelle de temps est trop courte (jours ou semaines) pour être décrite par les stratégies d'échantillonnage employées jusqu'à présent.

Bien que les données distributionnelles actuelles aient été utilisées pour examiner la régénération des substances nutritives en eau profonde, ces données sont d'une utilisation très limitée pour l'étude du cycle beaucoup plus rapide des substances nutritives dans les eaux superficielles. Le phosphate et l'azote peuvent être réutilisés bien des fois avant de quitter la couche superficielle biologiquement active. Il est important de bien comprendre ce recyclage pour l'étude de la productivité primaire. L'échantillonnage à haute densité du phosphate et du nitrate permettrait d'élucider certains aspects de ce comportement superficiel, mais il serait difficile de distinguer entre les caractéristiques advectives et l'activité biochimique. L'étude pourrait être compliquée en outre par un cycle très rapide des substances nutritives dans une biomasse relativement petite : les vitesses d'absorption et de reminéralisation élevées et presque équilibrées sont compatibles avec une concentration de substances nutritives faible et relativement stable à la surface. La seule façon d'obtenir des détails sur les cycles des substances nutritives serait de procéder à des mesures plus directes des différentes vitesses. Une étude minutieuse des rapports entre le phosphate et l'azote serait également utile. Étant donné que l'azote est censé limiter la croissance dans le golfe, il est particulièrement important d'en connaître le comportement. Le cycle de l'azote comporte incontestablement des formes d'azote réduites comme l'ammoniac, l'urée et d'autres composés organiques dans le golfe dont on ne connaît pratiquement rien. Des études sur le terrain visant à examiner ces constituants du cycle de l'azote s'imposent donc en priorité. Des études du phosphate et de l'azote doivent être élaborées de façon à tenir compte de la brève échelle temporelle très importante dans le cycle de ces substances nutritives.

La banque de données actuelle contient également peu d'informations sur les variations à long terme possibles dans la dynamique des substances nutritives dans le golfe. On a observé une certaine uniformité au niveau des gradients des substances nutritives en eau profonde dans le chenal Laurentien au cours de la période de 1971 à 1975. Cependant, la variabilité d'aspects importants du comportement des substances nutritives d'une année à l'autre, comme les apports par le détroit de Cabot et le détroit de Belle-Isle et l'interaction entre l'apport des eaux douces et l'apport de substances nutritives à la couche superficielle, nécessite des études plus approfondies.

Carbone organique

La banque de données sur le carbone organique pour le golfe du Saint-Laurent est aussi complète que celle des autres paramètres chimiques. Le carbone organique particulaire et dissous et l'azote organique particulaire ont fait l'objet d'un programme d'échantillonnage détaillé en de nombreuses périodes de l'année dans le détroit de Cabot et ont été surveillés dans les eaux du Saint-Laurent sur une période de cinq ans. Cette

importante banque de données nous a permis d'adopter une approche plus rigoureuse pour la construction du bilan décrit au chapitre IV que ce qui a été fait dans le cas des autres espèces chimiques. Les concentrations de matières organiques dans le détroit de Cabot ont été cartographiées en fonction de l'évaluation des écoulements d'eau avec à peu près la même résolution dans le temps (presque mensuellement) et dans l'espace (par tranches de 25 m jusqu'à une profondeur de 250 m) utilisé par El-Sabh (1977) dans ses calculs sur l'écoulement de l'eau. Cette importante banque de données nous a également permis de faire une analyse de sensibilité de certaines hypothèses implicites dans les bilans des MPS, des substances nutritives et du carbone organique.

La période de trois mois, soit juin, juillet et août, a été choisie pour l'étude du ce bilan étant donné que nous avons des données sur l'écoulement de l'eau et les matières organiques pour ces trois mois. Le bilan calcule l'écoulement de la masse chimique comme étant le produit de l'écoulement de l'eau et de la concentration organique, en supposant que les deux sont constants au cours d'un même mois. Au tableau X.1, les résultats de ce calcul du profil d'écoulement de juillet sont comparés avec un résultat provenant de l'intégration du produit écoulement instantané de l'eau/concentration (on a supposé que les valeurs instantanées se situaient le long de segments de droite joignant les valeurs du graphique pour la mi-juin à la mi-juillet, à la mi-août). Les différences entre les deux calculs sont presque toutes inférieures à 10 %, les erreurs les plus importantes étant confinées à des écoulements très faibles. Une autre hypothèse inhérente suppose que les valeurs moyennes pour l'écoulement de l'eau et les concentrations de matières organiques représentent les conditions de l'eau au même moment. Étant donné que les calculs de El-Sabh sont basés sur plusieurs années de données, ses valeurs moyennes ont été attribuées au milieu de chaque mois. Par contre, les données sur les matières organiques d'un même mois peuvent être basées sur l'échantillonnage fait au cours d'une seule expédition à la fin ou au début du mois. Au tableau X.2, les écoulements de la masse originale de juillet sont comparés avec ceux calculés en supposant que la concentration variait de façon linéaire avec le temps en juillet et, soit que i) les concentrations de juillet et d'août s'appliquent au premier jour de chaque mois, soit que ii) les concentrations de juin et de juillet s'appliquent au dernier jour de chaque mois. Les différences entre ces calculs et les calculs du bilan sont plus importantes que dans le test précédent, atteignant des valeurs de 20 %, même dans le cas des écoulements importants. Cependant, ces erreurs possibles ne dépassent pas la précision prévue dans ce genre de calcul du bilan. Des résultats semblables sont obtenus à l'aide des données sur l'azote organique particulaire.

La stabilité quelque peu surprenante du bilan du carbone organique est due en partie à la nature de la distribution de la matière organique. Les concentrations de car-

TABLEAU X.1. Flux de carbone organique particulaire (kg/s) par le détroit de Cabot en juillet. Les flux utilisés dans le modèle du chapitre IV (m+c) sont comparés à ceux calculés en intégrant les écoulements d'eau et les concentrations qui sont censées varier de façon linéaire avec le temps sur une période allant de juin à août.

Profondeur	Sortie			Entrée		
(m)	m+c	Linéaire	% diff	m+c	Linéaire	% diff
0–25	14.29	15.05	5.3	4.06	—	—
25–50	6.35	6.44	1.4	3.79	3.42	9.8
50–75	1.96	2.03	4.6	3.03	2.70	10.9
75–100	1.06	—	—	1.87	1.71	8.6
100–125	0.75	—	—	1.28	1.17	8.6
125–150	0.47	—	—	0.77	0.73	5.2
150–175	0.27	0.25	7.4	0.48	0.53	10.4
175–200	0.11	0.11	0	0.33	0.38	15.2
200–225	0.05	0.06	20	0.25	0.32	28
225–250	0.02	—	—	0.17	0.25	47
250–450	0.002	—	—	0.63	—	—

TABLEAU X.2. Flux de carbone organique particulaire (kg/s) par le détroit de Cabot en juillet. Les flux utilisés dans le modèle du chapitre IV ($\bar{m}\bullet\bar{c}$) sont comparés à ceux calculés en compensant les concentrations par rapport aux écoulements d'eau d'un facteur de 0,5 mois. Les écoulements d'eau sont censés être constants tout au long du mois; les concentrations sont censées varier de façon linéaire avec le temps durant toute le mois de juillet et être valides pour le premier ou le dernier jour du mois.

Profondeur	Sortie					Entrée				
(m)	$\bar{m}\bullet\bar{c}$	Premier jour	% diff.	Dernier jour	% diff.	$\bar{m}\bullet\bar{c}$	Premier jour	% diff.	Dernier jour	% diff.
0-25	14,29	13,93	2	14,77	3	4,06	4,13	2	—	—
25-50	6,35	5,11	20	7,21	14	3,79	3,70	2	3,88	2
50-75	1,94	1,57	19	2,51	29	3,03	2,49	18	3,35	11
75-100	1,06	0,89	16	—	—	1,87	1,44	23	2,27	21
100-125	0,75	0,68	9	—	—	1,28	1,03	20	1,42	11
125-150	0,47	0,45	4	—	—	0,77	0,64	17	0,82	6
150-175	0,27	0,23	15	0,35	30	0,48	0,42	13	0,52	8
175-200	0,11	0,09	18	0,14	27	0,33	0,29	12	0,37	12
200-225	0,05	0,04	20	0,07	40	0,25	0,24	4	0,32	28
225-250	0,02	—	—	0,02	0	0,17	0,16	6	0,24	41
250-450	0,002	—	—	0,002	0	0,63	0,54	14	0,71	13

TABLEAU X.3. Écoulements de l'eau (10^3 m^3/s) par le détroit de Cabot en juin. Les écoulements calculés à partir des données recueillies sur une période allant de 1957 à 1966 sont comparés aux écoulements calculés à l'aide des données de 1962 seulement. Données de El-Sabh (1977). Les écoulements superficiels sortants de la couche supérieure de 50 m ont été ajustés à l'aide des données de Bugden (1981).

Profondeur	Sortie			Entrée		
(m)	1957-1966	1962	% diff.	1957-1966	1962	% diff.
0-25	199,4	231,1	16	0	24,5	—
25-50	75,6	158,3	109	12,7	38,3	202
50-75	10,1	61,7	511	18,7	43,8	134
75-100	0	24,5	—	22,1	44,5	101
100-125	0	9,0	—	24,3	59,9	147
125-150	0	2,0	—	21,5	31,3	46
150-175	2,9	0	100	17,3	24,0	39
175-200	4,8	0	100	13,2	19,4	47
200-225	6,7	0	100	11,4	15,2	33
225-250	6,3	0	100	8,9	12,9	45
250-450	9,4	0	100	49,2	54,6	11

bone organique sont les plus élevées, et les plus stables, dans les plus forts écoulements d'eau, qui sont également relativement stables au cours de ce trimestre. Les transports massiques dans ces écoulements de surface dominent l'échange total dans le détroit de Cabot. Le bilan de chaque élément sera également bien déterminé, lorsque le transport de cet élément ne change pas rapidement avec le temps. Ce sera vraisemblablement le cas des matières dont la concentration en surface est relativement stable, et qui sont en majeure partie associées à la sortie d'eau douce au détroit de Cabot, comme les MPS. Cependant, là où les processus d'eau profonde et intermédiaire sont importants, de tels calculs seront probablement moins stables en raison de la variabilité plus élevée que l'on retrouve dans les écoulements en profondeur. C'est le cas des matières comme les substances nutritives dont les entrées au détroit de Cabot excèdent les sorties.

El-Sabh (1975, 1977) a présenté des calculs de l'écoulement géostrophique de l'eau pour le mois de juin de deux façons différentes. Un ensemble était basé sur les propriétés hydrographiques moyennes pour une période allant de 1957 à 1966; l'autre était

basé sur six sections hydrographiques occupées en juin 1962. Ces écoulements différents de l'eau sont comparés au tableau X.3. Les données de 1962 donnent des écoulements jusqu'à cinq fois supérieurs à la moyenne à long terme; les écoulements sortants de la tranche de profondeur de 25 à 75 m sont beaucoup plus importants que ceux basés sur les données de 1957 à 1966. L'utilisation des données de 1962 donne une augmentation de 60 % au niveau de l'exportation brute de carbone et une augmentation de 31,5 % au niveau de l'exportation nette.

Jusqu'à présent, l'utilisation par les chimistes des estimations de l'écoulement des eaux par El-Sabh était faite plutôt sans discernement, mais aucune autre information physique ne se prêtait au calcul des flux chimiques. L'étude de l'écoulement superficiel sortant par le détroit de Cabot illustre la fragilité de ces calculs. Les exportations dans le cas des matières dont les concentrations sont les plus élevées dans les eaux superficielles seront dominées par l'écoulement de l'eau dans la couche superficielle de 50 m, qui est plus de 1,5 fois supérieur au reste de la colonne d'eau. Comme on l'a fait remarquer au chapitre I, Budgen (1981) considérait que les estimations de El-Sabh étaient trop faibles en raison de l'absence de données près de la rive méridionale du détroit, et il a fallu ajuster ces écoulements avant leur utilisation pour calculer les bilans chimiques afin d'essayer de corriger cette lacune. Cet ajustement équivaut à environ 35 % de l'écoulement en juin. Une évaluation de la précision des calculs de El-Sabh est nécessaire pour déterminer l'exactitude des bilans chimiques actuels pour le golfe. Outre les limites imposées par la géostrophie, cette évaluation doit également tenir compte de la sensibilité de ces calculs aux écoulements d'eau importants et variables et à l'apport de sel potentiellement variable du détroit de Belle-Isle (Petrie *et al.*, 1988). Les améliorations qui doivent être apportées aux calculs du bilan et du flux nécessiteront des évaluations des variabilités de la concentration des espèces chimiques et des écoulements d'eau plus responsables des transports de ces espèces. Ces évaluations permettront de construire des bilans dans lesquels les données physiques et chimiques sont cohérentes et de définir sur quelle échelle temporelle ces bilans sont valides.

Isotopes stables

Les mesures des rapports des isotopes stables, décrits au chapitre V, diffèrent quelque peu des autres mesures décrites dans ce livre étant donné que ces rapports ne représentent en eux-mêmes aucun intérêt. Contrairement à une concentration des MPS qui pourrait indiquer le cloisonnement possible d'un métal de la phase dissoute à la phase particulaire, ou à l'inverse d'une concentration des substances nutritives qui pourrait révéler si les conditions sont propices à la prolifération du plancton, la valeur des mesures des isotopes stables de carbone ou d'oxygène réside dans ce que leurs variations peuvent révéler au sujet des sources ou des transformations des différentes matières. Les mesures des isotopes stables et les autres mesures indirectes, capables de donner un aperçu du milieu chimique, seront de plus en plus importantes dans les études d'océanographie chimique étant donné qu'elles donnent un point de vue différent des mécanismes chimiques.

Étant donné que les mesures des isotopes stables sont axées sur le processus, le calcul de leurs distributions constitue une première étape dans l'évaluation de leur utilité potentielle. Les distributions des rapports de l'isotope du carbone organique nous ont permis de mieux comprendre certaines choses comme les sources de carbone organique sédimentaires et l'interaction des matières particulaires en suspension avec le carbone organique sédimentaire et la matière organique planctonique. Étant donné que ces mesures ont été faites sur du carbone organique en vrac, les connaissances acquises sont de nature générale. Les études futures de la géochimie des matières organiques naturelles et anthropiques devront comprendre l'examen du comportement des classes individuelles ou des composés organiques individuels. Il ne sera pas facile de choisir les types de composés importants dans cette série déroutante de composés organiques, mais les composés qui pourraient nous intéresser comprennent ceux qui sont

intéressants en eux-mêmes et ceux qui peuvent révéler certains détails sur le milieu chimique.

Comme le souligne le chapitre V, les mesures des isotopes stables de l'oxygène pourraient améliorer nos connaissances sur l'importance que représentent les eaux septentrionales pour les masses d'eau du golfe, même si cette étude pousse la technique analytique actuelle aux limites de sa précision. Ces mesures pourraient nous aider à évaluer la distribution des eaux entrant dans le golfe par le détroit de Belle-Isle.

Métaux-traces

L'image actuelle du comportement des métaux-traces dans la colonne d'eau provient en grande partie de l'évaluation des interrelations entre les concentrations de métaux dissous et particulaires et les indicateurs des processus qui régissent leur distribution. Les rapports métal-salinité, qui indiquent le degré auquel le simple mélange des eaux douces et des eaux salées détermine les concentrations, ont été à la base de nos connaissances sur la plupart des métaux qui se trouvent dans la colonne d'eau. Dans le cas d'un métal ou d'une phase métallique n'ayant pas un comportement simple, on a trouvé de plus amples informations sur les processus régissant sa distribution dans les rapports métal-substances nutritives (pour les métaux dont le cycle est régi biologiquement) et dans les covariances dissous/particulaire (pour les cycles métalliques associés à d'importants éléments d'oxydo-réduction ou d'adsorption) ou dans les comparaisons des différentes observations des sédiments et de la colonne d'eau. Le résultat global de ces analyses donne une idée de l'importance de ces processus dans le contrôle des métaux-traces qui sont éliminés de la colonne d'eau en transit dans le golfe, des régions du réseau dans lesquelles ces processus sont les plus actifs et, jusqu'à un certain point, des variabilités saisonnières de ces processus.

Au moins deux questions ressortent logiquement de ces études sur le devenir des métaux-traces dans la zone côtière : i) quelles sont les implications de ces processus sur l'apport de matériaux dans les zones profondes de l'océan? et ii) quelles sont les implications de ces études sur les exigences de gestion de la zone côtière?

Bewers et Yeats se sont rendus compte que le réseau du golfe, avec ses points de contact très limités avec l'Atlantique et les longues distances entre ses principaux points d'arrivée et de sortie de l'eau, serait un excellent site pour mesurer les transports de matières, de la zone côtière vers le large. Ils ont combiné les calculs géostrophiques de El-Sabh (1975) avec leurs mesures des métaux-traces dans la colonne d'eau du golfe pour construire un modèle global de prévision des temps de séjour des métaux-traces dans l'océan mondial (Bewers et Yeats, 1977). Ces calculs qui ont comparé le réservoir océanique total d'un métal donné avec son débit d'apport, sont considérablement modifiés par l'ajustement adéquat des données sur le transport des rivières en ce qui a trait à l'élimination qui se produit dans la zone côtière. En faisant ces calculs, Bewers et Yeats ont amélioré de façon distincte la concordance entre les temps de séjour dans l'océan prévus par ce calcul et ceux basés sur les vitesses de sédimentation au large. Cette meilleure concordance prouve à la fois que les processus côtiers ont été décrits avec une précision raisonnable et que le golfe est réellement un modèle utile pour les zones côtières du monde. Les résultats obtenus à partir de ce modèle et du modèle ultérieur également basé sur les données du golfe du Saint-Laurent (Yeats et Bewers, 1983) indiquent que l'apport océanique en Zn et en Cd dépasse de beaucoup leur élimination par la sédimentation. Bien que l'excédent de Zn puisse être dû à la qualité des données dont ils disposaient alors, le Cd excédentaire semble bien réel. D'autres calculs ont appuyé l'hypothèse selon laquelle la mobilisation du Cd due aux activités humaines peut maintenant se comparer à la mobilisation naturelle.

Yeats *et al.* (1978) ont analysé la sensibilité du golfe du Saint-Laurent aux rejets anthropiques accrus de métaux-traces (c.-à-d. ceux qui sont dus aux activités humaines). Ils ont trouvé que le signal résultant du charriage des métaux-traces par les cours d'eau est considérablement réduit par les processus d'élimination qui ont lieu dans les eaux estuariennes. De plus, la variabilité des concentrations mesurées dans la zone côtière,

résultant de la variabilité naturelle et de l'imprécision analytique, limite considérablement notre aptitude à déceler les changements au sein de ces concentrations. Ils en ont donc conclu que la surveillance du fleuve donnerait des indications plus sûres de la qualité changeante de l'environnement. Cette approche devrait être également vraie pour la plupart des autres contaminants transportés par le réseau fluvial, mais peut-être pas pour les zones côtières qui reçoivent les apports de nombreuses sources d'importance.

En plus d'établir des stratégies de surveillance sensible et de fournir des informations au sujet des métaux dont la mobilisation a connu une augmentation générale en raison des activités humaines, l'expérience dans le golfe du Saint-Laurent a également indiqué que l'expertise géochimique acquise grâce aux études de chimie marine est essentielle lorsqu'il faut régler de graves problèmes de pollution. La pêche au homard dans le port de Belledune, dans la Baie des Chaleurs, a été fermée en 1980 après la découverte de teneurs élevées en Cd dans les tissus de homard. Une étude géochimique a permis de déceler des teneurs élevées en Cd dans les eaux et les sédiments du port et des zones adjacentes provenant d'une fonderie de plomb voisine. Le traitement des déchets résiduels à la fonderie même a entraîné une réduction sensible de la pollution dans la région et la pêche au homard a été réouverte (Uthe *et al.*, 1986). L'identification rapide de la source du problème, et l'adoption de mesures correctrices dépendaient essentiellement de la compréhension des teneurs régionales en Cd dans l'eau (chapitre VI) et les sédiments (chapitre VII) en l'absence de sources locales et des mécanismes responsables de la distribution du Cd dans les eaux côtières.

La pollution par le mercure dans le fiord du Saguenay donne un autre exemple de la façon dont la géochimie fondamentale peut être importante dans la solution de problèmes environnementaux. Comme le décrit le chapitre VIII, Loring (1975) a découvert des teneurs anormalement élevées en mercure dans les sédiments du fiord du Saguenay. Une étude de la distribution du Hg dans la région a indiqué qu'une usine de soude caustique, établie sur la rivière Saguenay, était la source de la majeure partie de ce contaminant. Loring et Bewers ont élaboré un bilan du mercure qui prévoyait que l'épuration des eaux du réseau fluvial du Saguenay serait relativement rapide, peut-être deux ans seulement, tandis que la dépollution des sédiments du Saguenay prendrait beaucoup plus de temps. L'équilibrage de ce bilan a mis en évidence un flux étonnamment élevé de mercure dans le Saguenay en 1973, deux ans après l'adoption de règlements régissant les déversements par les usines de soude caustique. Loring et Bewers ont été très prudents avec juste raison pour ne pas expliquer de façon explicite cet apport, qui pouvait être attribué soit à la non observation des limites imposées aux rejets, soit à la remobilisation du mercure retenu localement. Le calcul simultané de la vitesse de sédimentation et de la concentration du mercure dans les carottes de sédiments a indiqué par la suite que la contamination par le mercure avait commencé en même temps que l'ouverture de l'usine de soude caustique, et que les apports de mercure dans les sédiments avaient baissé brusquement près de l'horizon de 1971 dans les carottes, ce qui coïncidait avec le moment où l'industrie a observé les règlements du gouvernement. Les apports élevés de mercure en 1973 étaient dus à la remobilisation du mercure emmagasiné dans les sédiments de la rivière Saguenay qui avaient été contaminés avant 1971.

Le calcul des vitesses de sédimentation susmentionnées a lui-même été rendu possible grâce aux connaissances sur la géochimie du ^{210}Pb. On a établi, pour la première fois, au début des années 1970, que le ^{210}Pb pouvait être utilisé pour dater les carottes de sédiments prélevées dans certains milieux côtiers. On a également constaté que le régime sédimentaire à la tête du fiord du Saguenay était un site idéal pour l'application de cette technique. Les géochronologies précises faites à partir des carottes prélevées dans le Saguenay ont permis de faire l'historique d'un certain nombre de processus dans le fiord du Saguenay et son bassin hydrographique. Outre celui du mercure, les historiques de pollution due aux rejets des usines de pâtes et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été établis. Les décalages dans le temps entre l'apparition des radionucléides provenant des essais nucléaires atmosphériques dans les sédi-

ments du Saguenay ont permis de modéliser le transport des métaux dans le bassin hydrographique du Saguenay jusqu'au fiord. Le modèle du bassin hydrographique qui en est résulté décrit l'interaction des terres environnantes et du fiord du Saguenay d'une façon analogue à la description du golfe et de l'océan Atlantique inhérente aux bilans du golfe.

Hydrocarbures

La recherche en matière d'hydrocarbures à l'Institut de Bedford a débuté dans le cadre des mesures d'intervention prises lors du déversement d'hydrocarbures du pétrolier *Arrow* qui s'est échoué sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse en février 1970. On a immédiatement reconnu que l'on ne disposait pas de l'infrastructure géochimique nécessaire pour évaluer l'impact des hydrocarbures déversés. Au cours de l'été de la même année, on a entrepris la première des nombreuses expéditions pour mesurer les hydrocarbures résiduels dans le golfe du Saint-Laurent. À la même époque étaient effectués des relevés dans le golfe de façon à pouvoir comparer les concentrations de pétrole dans une zone semblable non touchée par le déversement avec les mesures obtenues dans la zone du déversement.

La recherche en ce qui a trait aux hydrocarbures résiduels concernait à la fois des mesures d'intervention en cas d'urgences environnementales et de projets visant à étudier le comportement géochimique des hydrocarbures dans l'environnement. Ces derniers ont permis d'établir un relevé à long terme (dix ans) des concentrations d'hydrocarbures résiduels dans le golfe (voir chapitre IX). Ces mesures indiquent que les concentrations ont diminué dans le golfe. On a également pu évaluer l'impact des hydrocarbures en deux sites de déversement accidentel, l'emplacement où avait coulé la barge *Irving Whale* et le site de la collision entre le *Florence* et le *St. Spyridon*, en termes de teneurs observées au cours d'une étude de surveillance à long terme.

Ce programme de surveillance représente un effort conscient visant à mesurer directement les variations de concentrations d'un produit chimique sur une longue période donnée. Bien qu'il y ait certaines informations fortuites sur d'autres tendances à long terme dans le golfe, comme les gradients constants des concentrations de substances nutritives en eau profonde dans le chenal Laurentien observés de 1971 à 1975, l'exutoire du fleuve Saint-Laurent est la seule autre partie du golfe à être surveillée de façon intentionnelle à long terme. Ces programmes à long terme peuvent fournir des informations utiles, mais ils exigent des ressources considérables, ils peuvent être consacrés à une espèce chimique en particulier, ils peuvent être touchés par des changements au niveau des techniques analytiques et ils peuvent finalement ne rien révéler au sujet des mécanismes responsables des tendances observées. Il existe d'autres méthodes pour étudier ces changements à long terme en ce qui a trait à certains éléments. À certains endroits, les mesures faites sur des carottes de sédiments bien préservées et bien datées se sont avérées très utiles pour établir l'historique des apports de polluants sur des périodes couvrant plusieurs décennies (chapitre VIII). La compréhension des mécanismes géochimiques qui régissent la distribution des produits chimiques dans le milieu marin de façon à en prévoir les tendances permet de minimiser le besoin de programmes de surveillance de nombreuses espèces chimiques.

Interactions chimiques

Le plan de ce livre et de la majeure partie du présent chapitre pourrait donner l'impression que l'interprétation du comportement de chaque espèce chimique a été faite indépendamment. On peut apprendre beaucoup de choses en étudiant comment les différents éléments chimiques influent l'un sur l'autre, comment leurs réactions aux changements dans le milieu chimique, physique ou biologique sont semblables ou différentes, ou ce qu'indique le comportement d'un élément au sujet du milieu d'un autre élément. Il est donc essentiel d'avoir une approche intégrée vis-à-vis des nombreuses études décrites dans ce livre.

Les interrelations des bilans des MPS, des substances nutritives et du carbone organique prouvent qu'une interprétation intégrée des données donne un meilleur aperçu des transformations géochimiques qu'une évaluation isolée des données de chaque élément. Un déséquilibre au niveau du bilan du silicate a été expliqué par la quantité de silicate incorporée de façon permanente dans les sédiments. Ce flux peut ensuite être soustrait du flux de MPS dans les sédiments pour donner le flux de sédiments dû à d'autres sources. Étant donné que les concentrations de matières organiques sont faibles dans les sédiments, la majeure partie du dépôt est sous forme de matières inorganiques. Cette approche intégrée a également été utilisée pour évaluer les sources

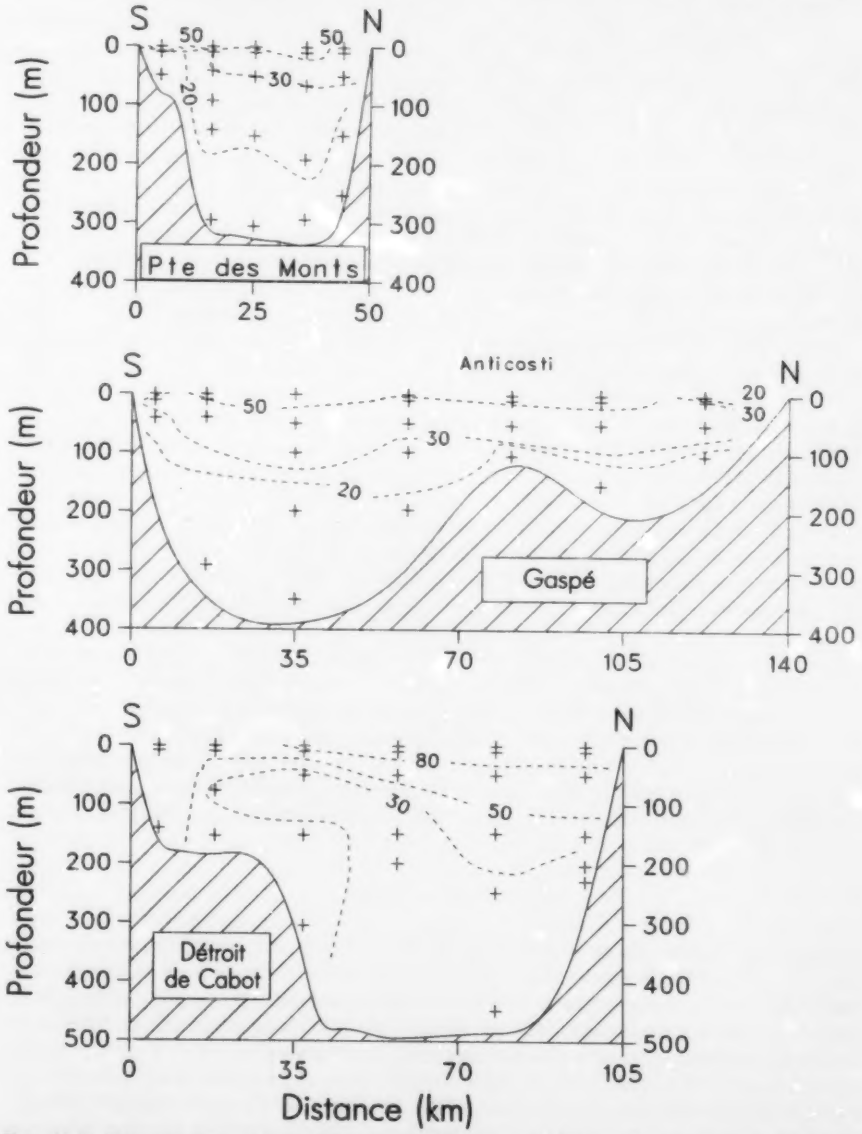


FIG. X.2. Pourcentage des matières organiques particulaires dans les matières particulaires en suspension dans trois coupes du fleuve. (Toutes les données proviennent de l'expédition 75-015).

et les zones d'accumulation de carbone organique dans l'estuaire supérieur du Saint-Laurent (chapitre V). Un programme qui déterminait simultanément les rapports existants entre le C/N et l'isotope du carbone a permis de résoudre certains écarts entre des interprétations antérieures distinctes des deux types de données, ce qui nous a permis d'approfondir nos connaissances sur le cycle du carbone. Des études au ^{210}Pb du milieu sédimentaire dans le fiord du Saguenay ont non seulement rendu possible la description détaillée de l'historique de la sédimentation dans le fiord, mais également fourni une échelle temporelle pour les carottes de sédiments qui ont ensuite été utilisées pour établir l'historique des dépôts de plusieurs éléments chimiques importants.

L'oxygène dissous et l'alcalinité sont deux paramètres chimiques qui pourraient s'avérer des indicateurs utiles des variations dans le milieu chimique. Ces deux paramètres ont fait l'objet d'importants programmes de mesures dans le golfe (voir annexe). Les données sur l'oxygène dissous ont reçu comparativement peu d'attention si ce n'est la mise en rapport entre les concentrations d'oxygène et de substances nutritives dans les eaux profondes du chenal Laurentien (chapitre III); on n'a pas essayé d'intégrer les données sur l'alcalinité avec la description de l'oxygène dissous, des substances nutritives et du rapport isotopique du carbone inorganique dissous.

S'il est primordial que les données sur l'océanographie physique et chimique soient cohérentes pour la formulation des différents bilans chimiques, il est tout aussi important que les données utilisées pour étudier les interrelations entre deux éléments chimiques soient compatibles. Lorsque la distribution d'un élément est inégale dans l'espace ou variable dans le temps, cette variabilité peut alors masquer un rapport avec une autre espèce chimique dont les mesures ont été faites à un moment différent. La situation idéale consiste à analyser les deux éléments dans le même échantillon d'eau. La figure X.2 donne le pourcentage de carbone organique dans les matières particulaires en suspension, dans trois coupes faites dans le chenal Laurentien, à partir de l'analyse du COP et des MPS dans les mêmes échantillons d'eau. Cette figure indique les trois tendances suivantes : i) la teneur en matières organiques des MPS est plus faible dans les eaux profondes que dans les eaux superficielles, ii) la teneur en matières organiques des MPS dans les eaux superficielles augmente proportionnellement avec la distance de la Pointe des Monts; et iii) la teneur en matières organiques des MPS en surface est inférieure du côté sud des sections des détroits de Gaspé et de Cabot où l'effet de l'écoulement des eaux du fleuve Saint-Laurent est le plus marqué. L'écoulement de la couche superficielle est créé par la dilution de la matière organique produite *in situ* par les matières inorganiques transportées par le Saint-Laurent et les autres rivières. On a déjà mentionné que les données sur les MPS ne suffisaient pas à elles seules à expliquer comment les matières provenant du fleuve et des rivières étaient distribuées dans le golfe. L'interprétation conjointe des données sur les MPS et le COP indique, cependant, que les matières inorganiques provenant des réseaux fluviaux sont présentes dans le débit superficiel sortant au détroit de Cabot et qu'on les retrouve donc partout dans la partie du golfe sur laquelle influe le débit des eaux du Saint-Laurent.

Conclusions

Plusieurs thèmes généraux émergent de cette étude de l'océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent. Le bilan actuel de la chimie dans le golfe décrit seulement les échelles temporelles et spatiales les plus grossières et souvent seulement les éléments chimiques les plus évidents. Nous tenons à souligner que le présent commentaire n'est pas une critique des travaux faits jusqu'à présent, mais qu'il laisse entendre que ce n'est qu'un début. Ses limitations ont été, dans certains cas, dictées par les connaissances actuelles, et dans d'autres par les ressources et les services logistiques disponibles. Le présent chapitre a souvent mentionné l'insuffisance des données existantes pour l'étude de certains processus chimiques importants. La base de données actuelle peut cependant fournir encore certaines informations utiles et plusieurs études en cours interprètent ces données.

Un important facteur limitatif des données actuelles provient du fait que le golfe n'a pas été échantillonné assez fréquemment dans le temps ou dans l'espace pour permettre une caractérisation adéquate des importantes échelles de variabilité. Il est important de prendre en considération les restrictions imposées par cette densité d'échantillonnage sur l'interprétation des données recueillies. Les mêmes restrictions risquent de s'appliquer à tout nouveau programme d'échantillonnage faisant appel aux techniques traditionnelles de levés. La première étape en vue d'une compréhension améliorée des processus chimiques marins dans le golfe sera de concevoir de meilleurs programmes d'échantillonnage sur le terrain.

La description des propriétés variables dans le temps a été limitée aux propriétés observables par des programmes d'échantillonnage qui auraient généralement nécessité deux semaines pour faire le relevé d'une grande superficie, qui, en moyenne, auraient pu être faits au cours de deux saisons différentes, et qui auraient pu être répétés ou non pour la même saison au cours de différentes années. Toutes ces mesures ne peuvent cependant pas révéler bien des choses au sujet des interactions entre la chimie de surface et les proliférations planctoniques, ni évaluer l'influence de la crue nivale printanière sur toutes les parties du golfe, ni distinguer entre les tendances à long terme et la variabilité interannuelle, pour ne citer que certains des exemples les plus évidents. De plus, il a souvent fallu interpréter toutes les données accessibles en tant qu'ensemble homogène pour disposer d'une quantité adéquate de données. Dans un système aussi dynamique que le golfe, un tel traitement des données donne inévitablement une perspective confuse.

Les lacunes concernant les distributions dans l'espace comprennent le sous-échantillonnage de zones comme le secteur nord-est du golfe, qui prend de plus en plus d'importance à la lumière des récents travaux en océanographie physique, et le plateau des Îles-de-la-Madeleine qui est la partie ouverte du golfe la plus influencée par le signal du fleuve Saint-Laurent. Il y a également eu sous-échantillonnage de la couche superficielle, dans l'espace et dans le temps, c'est pourquoi il est impossible de faire des descriptions détaillées des éléments comportant des cycles biologiques et de bien comprendre les mécanismes responsables. Les processus qui ont lieu dans l'eau superficielle peuvent être rapides, avoir des cycles diurnes ou d'autres cycles à court terme, et présenter une distribution spatiale très inégale. L'étude de ces mécanismes présente des difficultés considérables à l'étape de la conception expérimentale. En théorie, il serait possible de traiter certains des processus qui ont lieu à cette échelle grâce à l'application poussée des stratégies d'échantillonnage classiques. Il est cependant impossible de songer à faire des relevés à bord de plusieurs navires ou de reproduire des relevés fréquents en raison de l'absence des ressources nécessaires.

Compte tenu de ces limites, les progrès futurs dépendront de la conception des expériences sur le terrain plutôt que des relevés sur les lieux. Certaines de ces expériences comprendront vraisemblablement une étude plus détaillée d'une zone plus limitée que ce fut le cas jusqu'à présent dans les programmes de relevés sur le terrain. Le programme portant sur les interactions sédiments/eau dans l'estuaire inférieur, et mené actuellement à l'Institut Maurice Lamontagne illustre bien cette approche plus perfectionnée. Les approches qui seront ainsi adoptées comprendront la mesure d'autres espèces chimiques pour étudier plus en détail une transformation géochimique, ou la dépendance accrue de l'évaluation des covariances entre les diverses variables, ou encore la prise de mesures fournissant des informations directes sur la vitesse des processus plutôt que sur les concentrations d'éléments donnés. Les analyses déjà mentionnées d'espèces azotées réduites et de composés organiques individuels ou de classes de composés sont de bons exemples de la première suggestion susmentionnée. Il faudra probablement tenir compte d'autres sources (p. ex. très peu d'attention a été accordée aux apports atmosphériques en produits chimiques dans le golfe). Il conviendra aussi probablement d'étudier différentes phases chimiques. Une récente théorie en géochimie suppose que les colloïdaux peuvent jouer un rôle important dans la géochimie des constituants organiques et inorganiques à l'état de traces. Une certaine caractérisation des interactions métal/composé organique dans les phases colloïdales a déjà été

faite, mais de nouvelles méthodes et une recherche sur le terrain plus approfondie sont nécessaires pour comprendre l'importance de cette fraction dans les régions comme l'estuaire du Saint-Laurent. Il est techniquement très difficile d'échantillonner cette fraction, mais de récentes applications des techniques de filtration à grand volume pour la séparation de la phase colloïdale dans l'eau salée sont très prometteuses (Whitehouse *et al.*, 1986).

De nombreux processus chimiques qui ont lieu dans la couche superficielle sont régis par les processus biologiques. L'étude de presque toute l'océanographie chimique décrite dans ce livre a été menée plus ou moins indépendamment des autres disciplines des sciences de la mer. Pour comprendre en détail la chimie des eaux superficielles, il faudra une plus grande coopération avec les océanographes biologiques de façon à ce que les mesures chimiques se rapportent plus directement aux observations biologiques qu'il n'est possible actuellement de le faire à l'aide des données basées sur des programmes d'échantillonnage séparés.

Un certain nombre de commentaires faits tout au long de ce chapitre ont porté sur une absence semblable de cohérence entre les mesures d'océanograhie chimique et physique. Les décrits dans ce livre ont été construits par des océanographes chimiques à partir de toutes les informations d'océanographie physique qui répondaient à leurs besoins. Cette approche a introduit certaines incertitudes au niveau de la compatibilité des données chimiques et physiques. Le raffinement des bilans dans le golfe nécessitera une meilleure liaison entre les océanographes chimiques et physiques. Il sera aussi important d'évaluer les échelles de variabilité dans les flux et les sources d'eau, et les caractéristiques de la masse d'eau que d'évaluer la variabilité chimique. Vu que la création de ces calculs améliorés bilan/flux demandera des efforts considérables, il est important de se demander si une telle précision est souhaitable. Étant donné qu'un tel exercice ne nous donnera pas un meilleur aperçu des mécanismes géochimiques régissant des espèces chimiques, cet effort ne serait justifié que dans les cas où les flux chimiques sont importants pour la compréhension d'autres processus, comme les flux de substances nutritives sont essentiels pour comprendre la productivité primaire.

Comment cette description des connaissances actuelles de l'océanographie chimique dans le golfe du Saint-Laurent se rapporte-t-elle aux préoccupations des personnes responsables de la protection du milieu marin dans le golfe et de la gestion de ces ressources biologiques et autres? Les capacités scientifiques dont ces gestionnaires de l'environnement ont besoin pour faire face à leurs obligations comprennent : i) la capacité de répondre aux urgences environnementales, ii) la capacité de prévoir les tendances, iii) la capacité d'évaluer la rentabilité des pêches commerciales, et iv) la capacité d'évaluer la rentabilité et les impacts des projets d'aquaculture. Quelles études d'océanographie chimique sont nécessaires pour atteindre ces objectifs, et comment les concepts traités dans le présent chapitre se rapportent-ils à ces études?

Comme nous l'avons déjà mentionné, la capacité de réagir judicieusement aux urgences environnementales dépend de l'expertise géochimique nécessaire pour faire face à la situation d'urgence. À Belledune Harbour, la connaissance des distributions et du comportement du Cd naturel en milieu marin était nécessaire pour établir l'étendue de la contamination par le cadmium. Parallèlement, l'impact de la fuite d'hydrocarbures de la barge *Irving Whale* coulée au fond de l'eau ne peut être évalué que dans un contexte plus large de distribution et de comportement du pétrole dans le golfe (chapitre IX). L'étude de la pollution par le mercure dans le fiord du Saguenay est un autre exemple de l'application de l'expertise géochimique à un problème environnemental. Notre niveau de perfectionnement actuel nous a dotés d'un arsenal suffisant pour régler ces problèmes graves et localisés lorsqu'ils impliquent certains contaminants inorganiques ou des hydrocarbures. Des études géochimiques permanentes sont cependant nécessaires pour élargir nos possibilités aux autres matières inorganiques : le plomb et l'étain sont deux métaux d'importance environnementale possible pour lesquels il faudra obtenir d'autres informations. On connaît comparativement peu de choses sur le comportement géochimique des composés organiques individuels ou même des classes de composés. Les travaux décrits au chapitre IV sur les biphényles

polychlorés (BPC) et le groupe de pesticides DDT pourraient au mieux être classés comme études « d'incidence ». Même ce genre de travail préliminaire n'existe pas pour les autres contaminants organiques artificiels (y compris les matières comme les dioxines chlorées, les furannes et les camphènes). Une meilleure connaissance du mode de distribution de ces matières dans l'environnement et des processus qui régissent leur distribution est nécessaire avant de pouvoir prévoir le devenir de ces composés dans l'environnement. Une meilleure compréhension du comportement de certaines de ces matières dépend actuellement de l'élaboration de techniques analytiques améliorées. L'étude des transformations de ces matières dans l'environnement nécessite la capacité de mesurer des concentrations ambiantes aux teneurs trouvées dans des sites relativement non contaminés avec un nombre relativement élevé d'échantillons.

La capacité de prévoir les tendances est nécessaire à la fois pour répondre à la question de savoir si la détérioration du milieu marin dans le golfe du Saint-Laurent se fait sur une grande échelle, et sur de longues périodes de temps, et pour évaluer les effets des fluctuations naturelles sur la productivité du golfe. Comme nous l'avons déjà fait remarquer, la surveillance des changements dus aux tendances répandues des rejets anthropiques peut se faire dans les meilleures conditions sur les rejets du fleuve et les autres apports (p. ex. atmosphériques) dans le golfe, où ces changements sont le moins masqués par la dynamique du système. Un tel programme de surveillance doit faire la distinction entre la variabilité naturelle du système et un changement à long terme dû à des apports anthropiques. On a également fait remarquer que la surveillance peut constituer une stratégie inefficace, voire inadéquate, pour les changements dans la qualité de l'environnement. Les études géochimiques sont les plus prometteuses en ce qui a trait à la capacité prévisionnelle, mais une certaine surveillance sera nécessaire pour vérifier les modèles géochimiques.

Outre ces préoccupations au sujet de l'ampleur éventuelle de la détérioration de la qualité de l'environnement dans le golfe, il faudrait évaluer l'impact de sources de contaminants importantes à l'échelle locale. Étant donné que les études antérieures ont porté sur les caractéristiques générales du comportement chimique, il est plus difficile d'évaluer ces problèmes locaux à partir de nos connaissances actuelles des processus géochimiques. Des études sur la dynamique chimique des petits ports, des baies, des estuaires et autres sites côtiers constitueraient un cadre valable pour traiter les problèmes environnementaux locaux. Une telle recherche tiendrait compte des vitesses et des mécanismes de transport et d'élimination des contaminants. Il sera toujours nécessaire d'évaluer l'impact des contaminants individuels et l'importance des sources locales dans des sites donnés, mais les informations d'ordre général obtenues grâce à ces études géochimiques devraient minimiser l'effort nécessaire.

Les fluctuations naturelles des conditions physiques et chimiques dans le golfe pourraient avoir des répercussions sur la rentabilité des pêches commerciales. D'un point de vue chimique, il sera nécessaire d'étudier la dynamique des substances nutritives à des échelles temporelles et spatiales actuellement mal comprises, soit la variabilité à court et à long terme dans le temps et la dynamique à petite échelle dans les sites côtiers. Les variations au niveau de l'approvisionnement en substances nutritives dans le golfe auront des implications sur la productivité globale du golfe et le comportement local des substances nutritives pourrait toucher à la fois les pêcheries côtières naturelles et les pisciculture. Deux exemples topiques illustrent la nécessité d'une étude plus approfondie des petites baies et des estuaires. On suppose que l'intoxication récente de consommateurs de moules provenant des estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard était due à une toxine naturelle produite par un phytoplancton. Des études devront examiner le devenir de cette toxine et d'autres, comment elles sont transportées, à quelles phases chimiques elles sont associées et si elles sont chimiquement stables dans l'eau salée. La compréhension de processus qui entraînent la production de ces toxines nécessitera également des recherches approfondies sur les processus côtiers. L'étude des substances nutritives et de l'oxygène dissous sera un des aspects d'une étude intégrée qui nécessitera une expertise océanographique physique pour déterminer les temps de séjour de l'eau dans ces sites et une expertise biologique pour étudier la dynamique

du phytoplancton. Des études semblables seront nécessaires pour évaluer les modes d'interactions des piscicultures avec le système naturel et si les changements qu'elles produisent dans les concentrations de substances nutritives, d'oxygène dissous, de carbone organique ou d'autres espèces chimiques modifieront la productivité des installations ou des pêches naturelles adjacentes, ou produiront d'autres changements dans l'environnement. L'industrie aquicole a connu une croissance relativement rapide au Canada, au cours des dernières années. La rive sud du golfe, de la péninsule de Gaspé à l'île du Cap Breton, et la côte de l'Île-du-Prince-Édouard seront probablement des sites de choix pour l'installation des futures piscicultures.

Le ministère des Pêches et Océans recommande actuellement que les activités qui touchent le milieu marin ne devraient être approuvées que s'il n'y a « aucune perte nette d'habitat ». Pour atteindre les objectifs d'une telle politique, il faut se doter de compétences scientifiques dans diverses disciplines, notamment l'océanographie chimique et la géochimie. L'étude permanente du comportement des produits chimiques dans le golfe fournira une partie de l'expertise nécessaire pour nous donner les meilleures chances d'atteindre ces objectifs.

Références

BEWERS, J.M. ET P.A. YEATS. 1977. Oceanic residence times of trace metals. Nature (Lond.) 268 : 595-598.

1983. Transport of metals through the coastal zone, p. 146-163. *In* J.B. Pearce [ed.] Reviews of water quality and transport of materials in coastal and estuarine waters. Int. Coun. Explor. Sea Cooperative Res. Rep. 118. Copenague.

BUDGEN, G.L. 1981. Salt and heat budgets for the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 : 1153-1167.

EL-SABH, M.I. 1975. Transport and currents in the Gulf of St. Lawrence. Bedford Inst. Oceanogr. Rep. BI-R-75-9 : 180 p.

1977. Oceanographic features, currents, and transport in Cabot Strait. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 516-528.

LORING, D.H. 1975. Mercury in the sediments of the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci. 12 : 1219-1237.

PETRIE, B., B. TOULANY ET C. GARRETT. 1988. The transport of water, heat and salt through the Strait of Belle Isle. Atmos. Ocean 26 : 234-251.

SUNDBY, B. 1974. Distribution and transport of suspended particulate matter in the Gulf of St. Lawrence. Can. J. Earth Sci. 11 : 1517-1533.

UTHE, J., C.L. CHOU, D.H. LORING, R.T.T. RANTALA, J.M. BEWERS, J. DALZIEL, P.A. YEATS ET R.L. CHARRON. 1986. Effect of waste treatment at a lead smelter on cadmium levels in American lobster (*Homarus americanus*), sediments and seawater in the adjacent coastal zone. Mar. Pollut. Bull. 17 : 118-123.

WHITEHOUSE, B.G., G. PETRICK ET M. EHRHARDT. 1986. Crossflow filtration of colloids from Baltic Sea water. Water Res. 20 : 1599-1601.

YEATS, P.A. ET J.M. BEWERS. 1983. Potential anthropogenic influences on trace metal distributions in the North Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40(Suppl. 2) : 124-131.

YEATS, P.A., J.M. BEWERS ET A. WALTON. 1978. Sensitivity of coastal waters to anthropogenic trace metal emissions. Mar. Pollut. Bull. 9 : 264-268.

ANNEXE

Données de l'IOB sur l'océanographie chimique

Cette annexe contient l'information sur les principales expéditions océanographiques (1970-1984) au cours desquelles l'échantillonnage en matière d'océanographie chimique a été effectué par les membres de la Division de l'océanographie chimique du Laboratoire océanographique de l'Atlantique (désormais la Division de la chimie marine de la Direction des sciences physiques et chimiques) de l'Institut océanographique de Bedford. Cette compilation a des lacunes importantes : p. ex. les expéditions qui ne figurent pas sur cette liste formaient une grande partie de la banque de données sur la géochimie des sédiments traitée au chapitre VII (voir fig. VII.1 pour les sites d'échantillonnage); le programme de surveillance du fleuve, traité aux chapitres IV et V, n'est pas inclus; aucune information n'est donnée sur les carottes de sédiments dont il est question au chapitre VIII; d'autres échantillons ont été prélevés pour de nombreux programmes au gré des circonstances.

La description de chaque expédition consiste en une ou plusieurs figures indiquant la position des stations d'échantillonnage pour cette expédition et un tableau donnant la liste des analyses effectuées sur les échantillons prélevées. Par souci de clarté, certaines stations ont été omises des figures lorsque le nombre des stations était trop élevé pour l'espace couvert. Les tableaux donnent la liste de tous les paramètres mesurés au cours d'une expédition, sans tenir compte du nombre total des analyses et de l'accessibilité des données pour toutes les stations et toutes les profondeurs. Pour de plus amples informations sur les données accessibles, prière de s'adresser à :

Division de la chimie marine
Ministère des Pêches et Océans (SPC)
C.P. 1006
Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2
CANADA

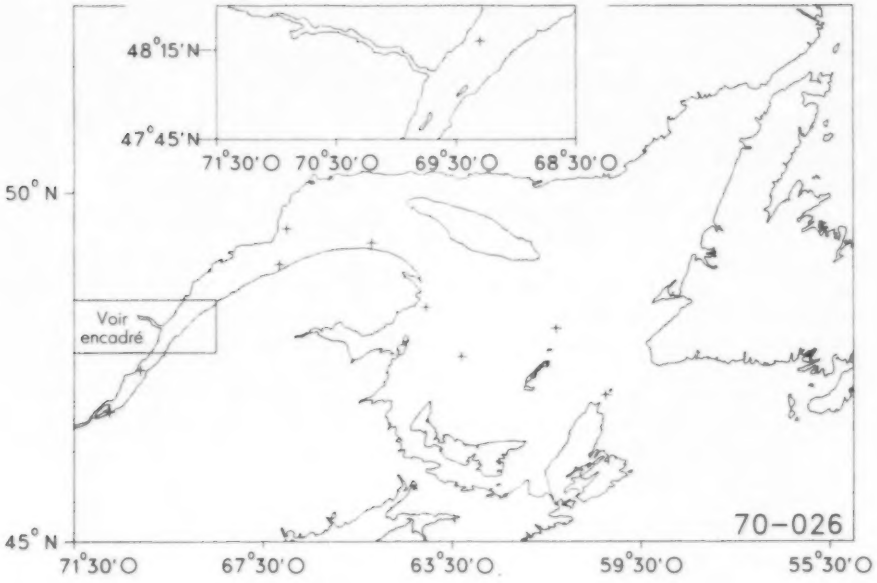
Les demandes de données analytiques peuvent être envoyées à la même adresse.

EXPÉDITION 70-026

Dates : 15 juillet-22 juillet 1970

Nombre de stations : 10

Paramètres mesurés : hydrocarbures dissous/dispersés



EXPÉDITION 71-027

Dates : 13 juillet-7 août 1971

Nombre de stations : 107

Nombre d'échantillons : 653

Paramètres mesurés : salinité
température
oxygène dissous

Substances nutritives : silicate
phosphate
nitrate + nitrite

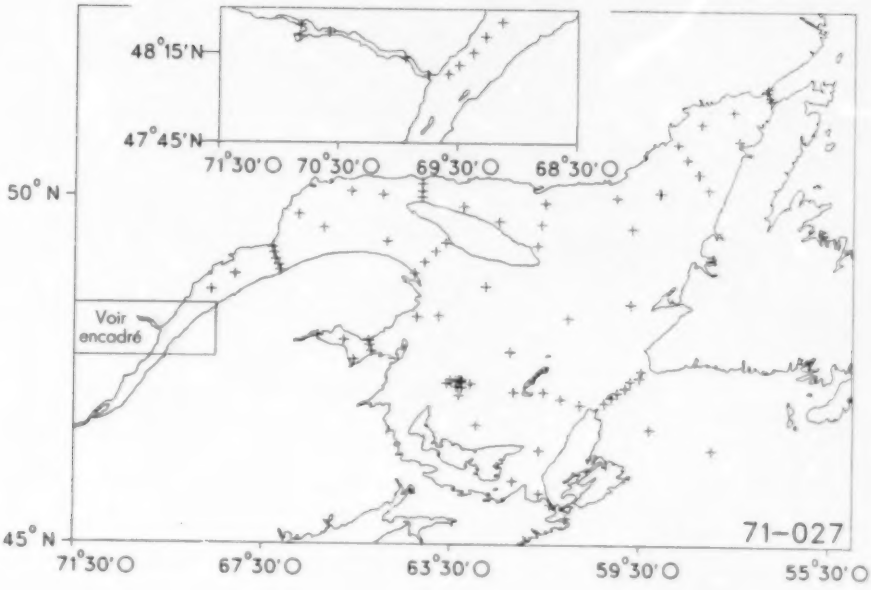
Principaux ions : Li
Ca
Mg
Sr

Système carbonaté : alcalinité
carbonate
pH
pK_a

Hydrocarbures résiduels : hydrocarbures dissous/dispersés
résidus particulaires flottants

Matières organiques : carbone organique particulaire
hydrogène organique particulaire
azote organique particulaire

Sédiments superficiels : carbone organique
azote organique
lignine
carbone inorganique



EXPÉDITION 72-017

Dates : 30 mai-13 juin 1972

Nombre de stations : 102

Nombre d'échantillons : 684

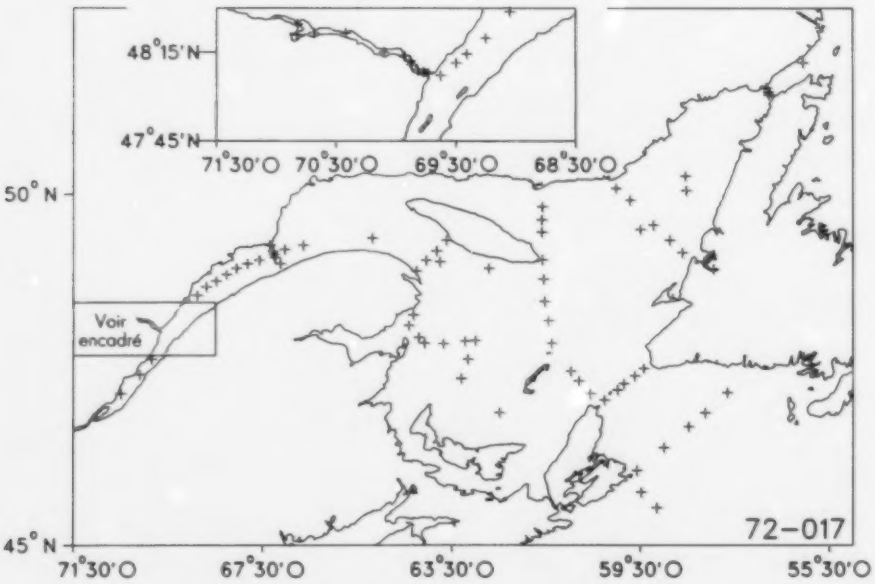
Paramètres mesurés : salinité
température
oxygène dissous

Substances nutritives : silicate
phosphate
nitrate + nitrite

Principaux ions : Li
Ca
Mg
Sr
F

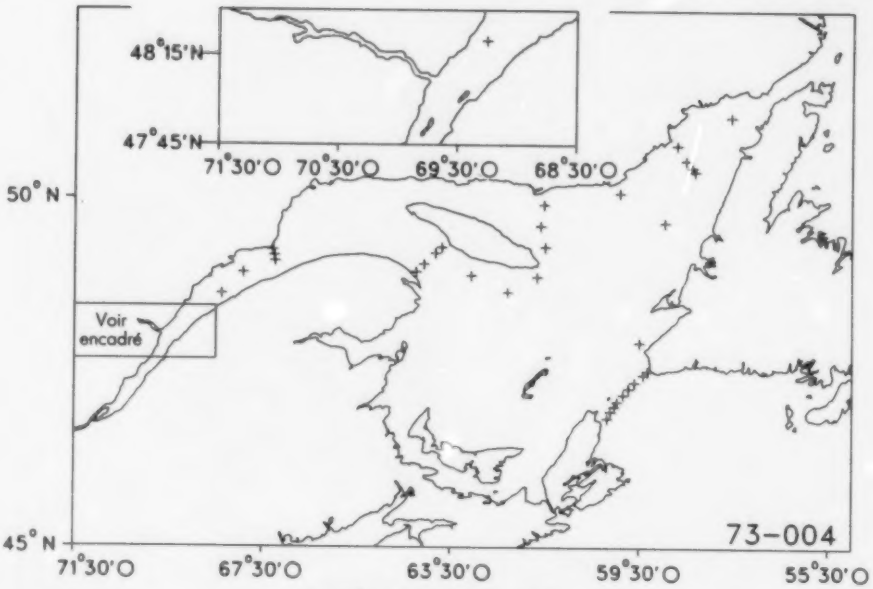
Système carbonaté : alcalinité
carbonate
pH
pK_a

Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants
Matières organiques :	carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire
Métaux-traces :	Fe (total), Fe (dissous) Co (total), Co (dissous) Ni (total), Ni (dissous) Cu (total), Cu (dissous) Zn (total), Zn (dissous) Cd (total), Cd (dissous) Pb (total), Pb (dissous)
Sédiments superficiels :	carbone organique azote organique lignine



EXPÉDITION 73-004

Dates :	14 février-8 mars 1973
Nombre de stations :	44
Nombre d'échantillons :	238
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants

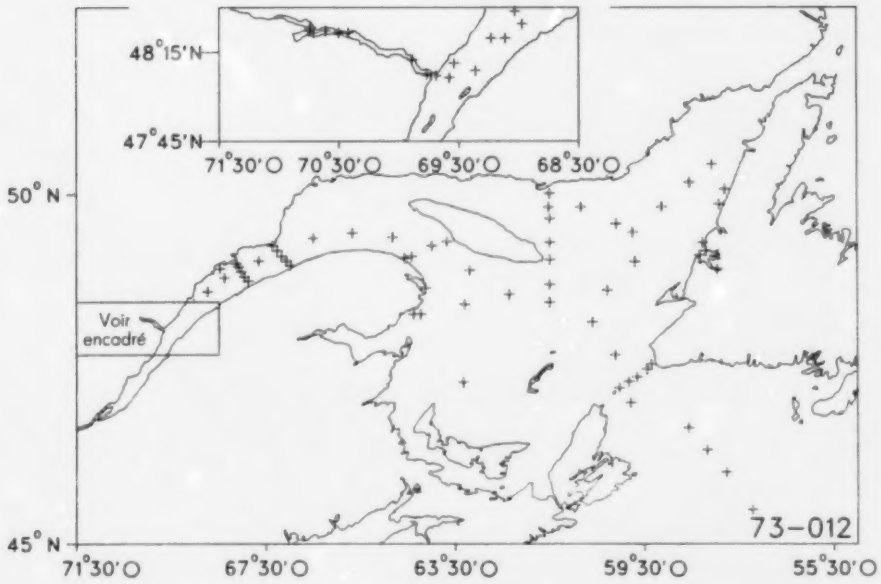


EXPÉDITION 73-012

Dates :	25 avril-9 mai 1973
Nombre de stations :	85
Nombre d'échantillons :	398
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Système carbonaté :	alcalinité carbonate pH pK_a $\delta^{13}C_{PDB}$ (CO_2 total dissous)
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants
Matières organiques :	carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire
Métaux-traces :	Fe (total) Mn (total) Co (total) Ni (total) Cu (total) Zn (total) Cd (total) Pb (total)

Autres : matières particulaires en suspension
$\delta^{18}O_{SMOW}$ (eau)

Sédiments superficiels : carbone organique
azote organique
lignine
$\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique)



EXPÉDITION 73-020

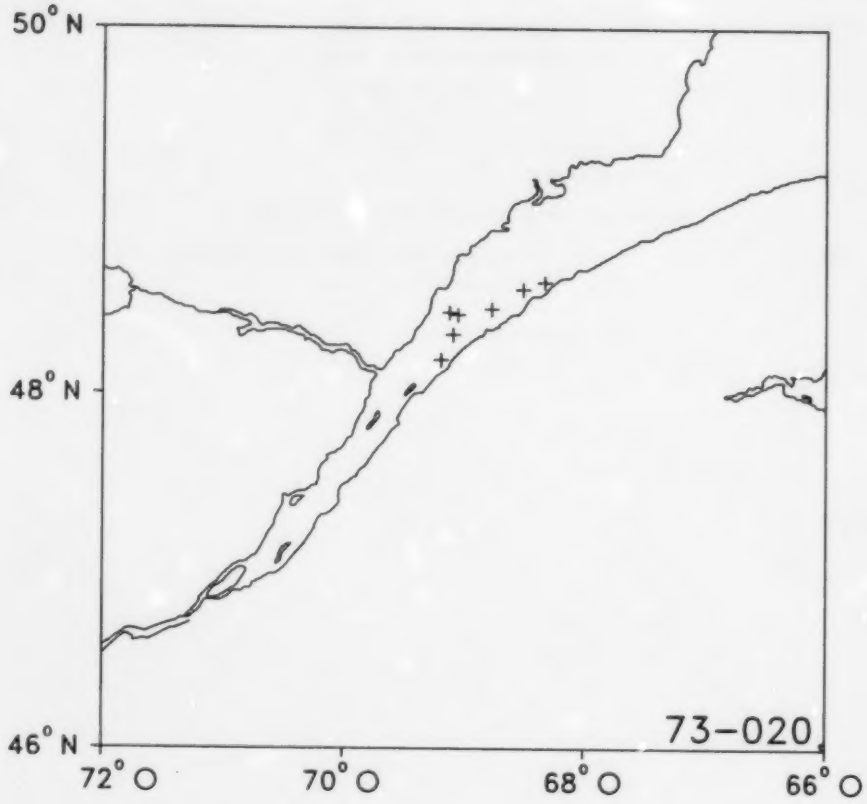
Date : 8 juillet 1973

Nombre de stations : 7

Nombre d'échantillons : 24

Paramètres mesurés :

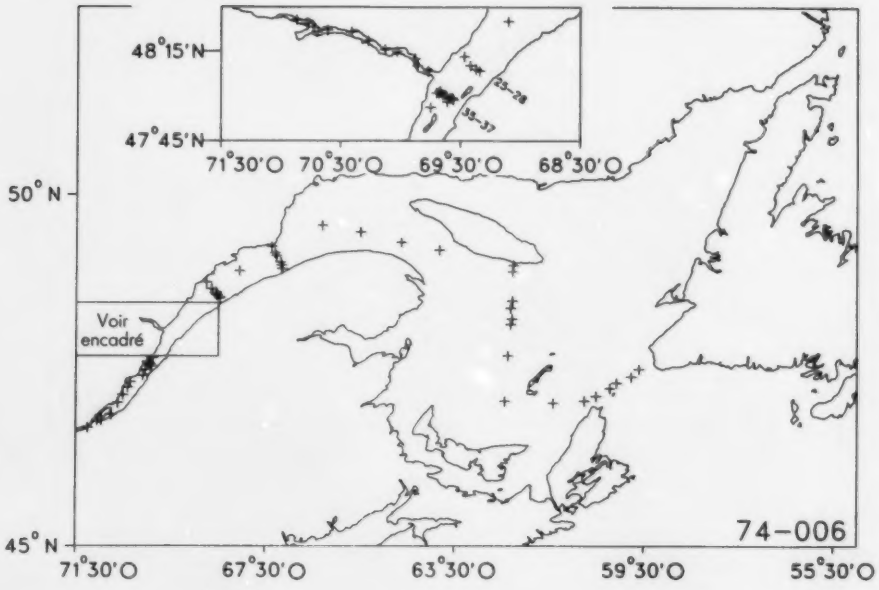
Hydrocarbures résiduels : hydrocarbures dissous/dispersés
résidus particulaires flottants



EXPÉDITION 74-006

Dates :	29 avril-13 mai 1974
Nombre de stations :	89
Nombre d'échantillons :	696
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Principaux ions :	F
Système carbonaté :	alcalinité pH

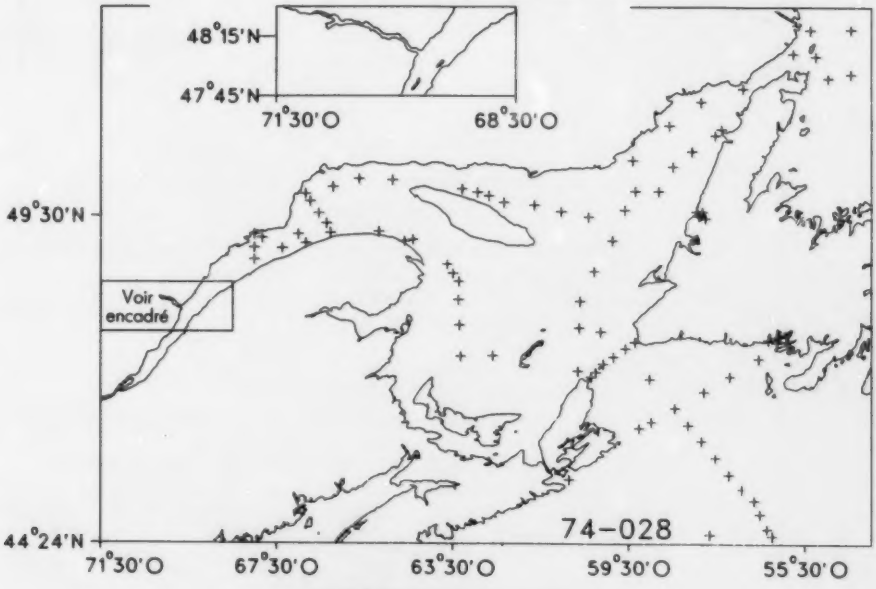
Métaux-traces :	Fe (total), Fe (dissous) Mn (total), Mn (dissous) Co (total), Co (dissous) Ni (total), Ni (dissous) Cu (total), Cu (dissous) Zn (total) Cd (total) Hg (dissous), Hg (particulaire)
Autres :	matières particulaires en suspension $\delta^{18}O_{SMOW}$ (eau)



EXPÉDITION 74-028

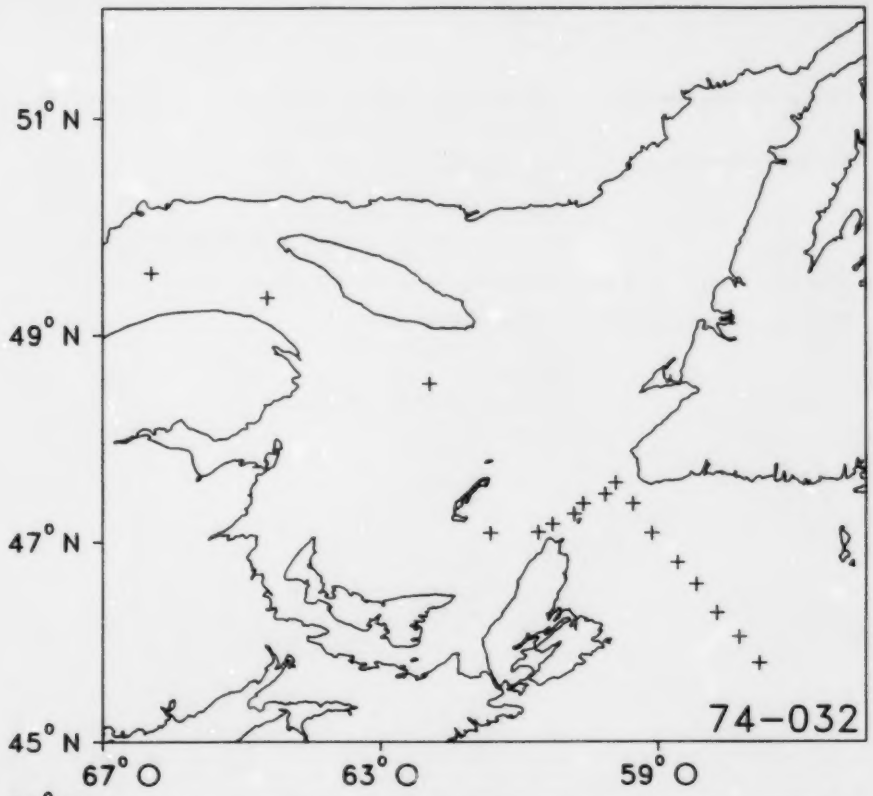
Dates :	30 juillet-14 août 1974
Nombre de stations :	91
Nombre d'échantillons :	928
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Système carbonaté :	alcalinité carbonate pH pK_a $\delta^{13}C_{PDB}$ (CO_2 dissous total)

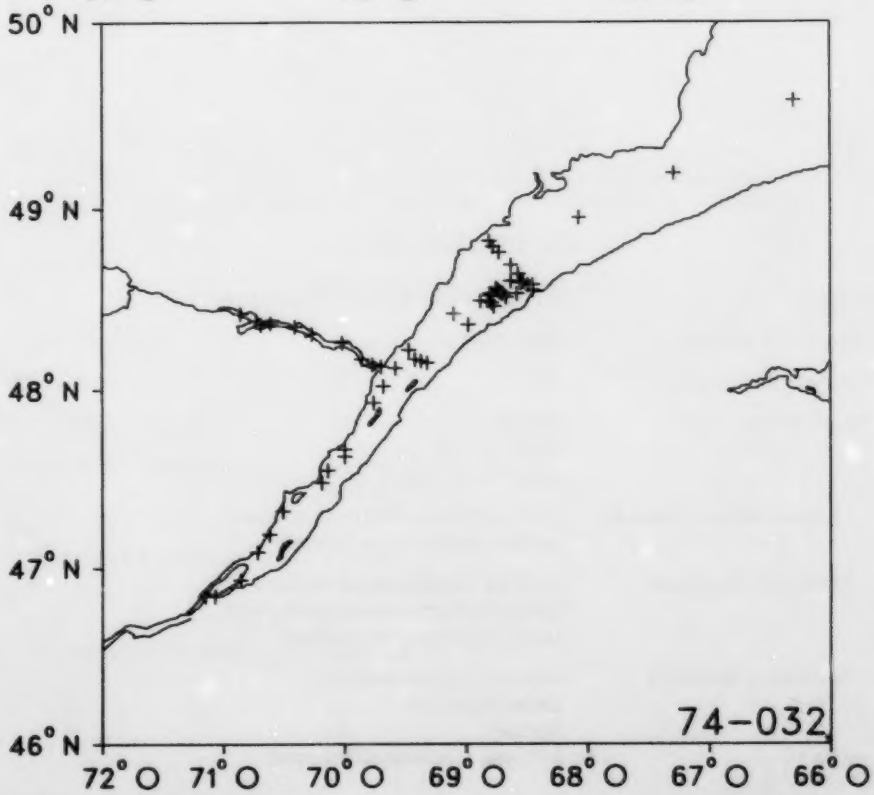
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants
Matière organique :	carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire $\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique particulaire)
Autre :	matières particulaires en suspension
Sédiments superficiels :	carbone organique azote organique lignine $\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique)



EXPÉDITION 74-032

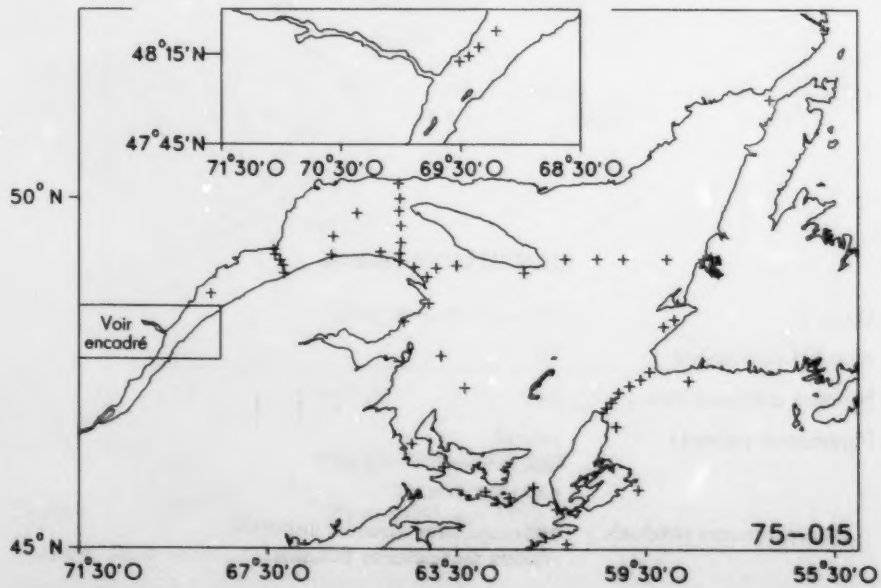
Dates :	18 septembre-29 septembre 1974
Nombre de stations :	104
Nombre d'échantillons :	803
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants
Matières organiques :	carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire
Sédiments superficiels :	carbone organique azote organique lignine $\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique)


51° N
49° N
47° N
45° N
67° O
63° O
59° O
74-032


50° N
49° N
48° N
47° N
46° N
72° O
71° O
70° O
69° O
68° O
67° O
66° O
74-032

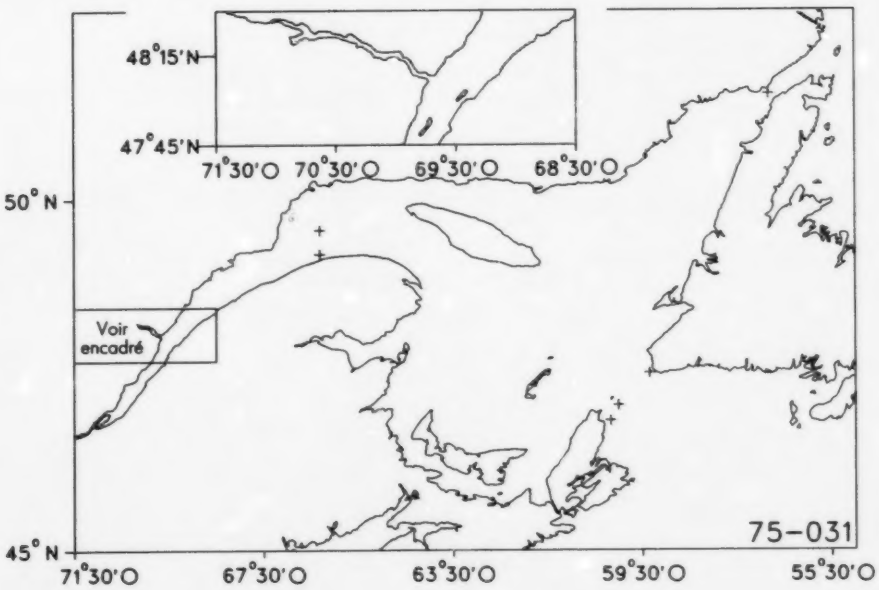
EXPÉDITION 75-015

Dates :	29 mai-7 juin 1975
Nombre de stations :	60
Nombre d'échantillons :	465
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Système carbonaté :	alcalinité carbonate pH pK_a $\delta^{13}C_{PDB}$ (CO_2 total dissous)
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants
Matières organiques :	carbone organique dissous carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire
Autres :	matière particulaire en suspension hydrocarbures halogénés $\delta^{18}O_{SMOW}$ (eau)
Sédiments superficiels :	carbone organique azote organique lignine $\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique)



EXPÉDITION 75-031

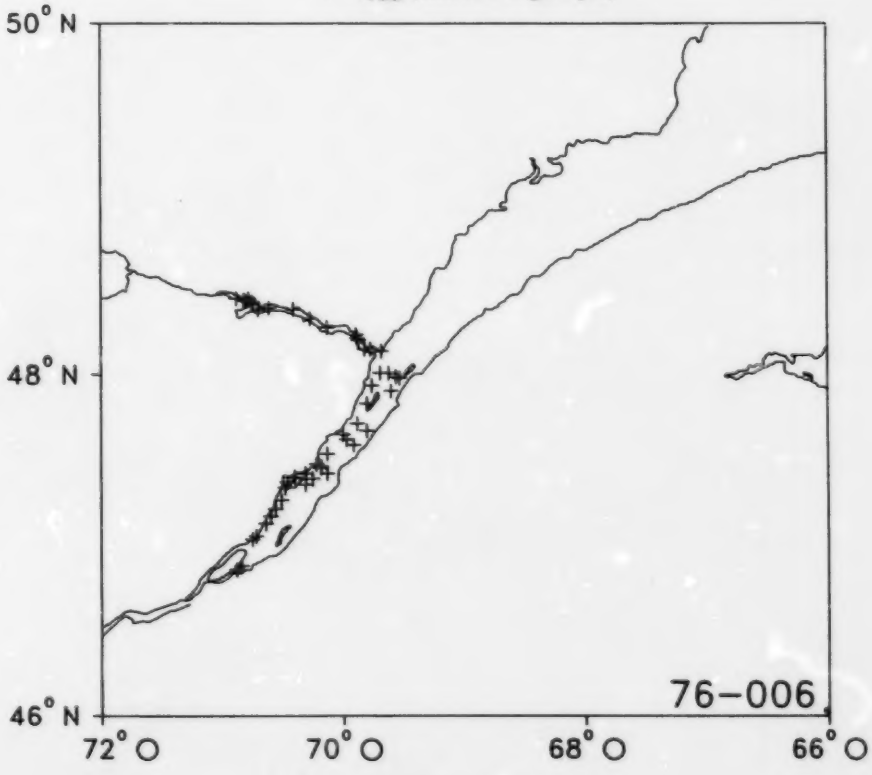
Dates :	17-28 novembre 1975
Nombre de stations :	6
Nombre d'échantillons :	50
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Matières organiques :	carbone organique dissous carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire
Autre :	matières particulaires en suspension



EXPÉDITION 76-006

Dates :	23 avril-28 avril 1976
Nombre de stations :	70
Nombre d'échantillons :	340
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants

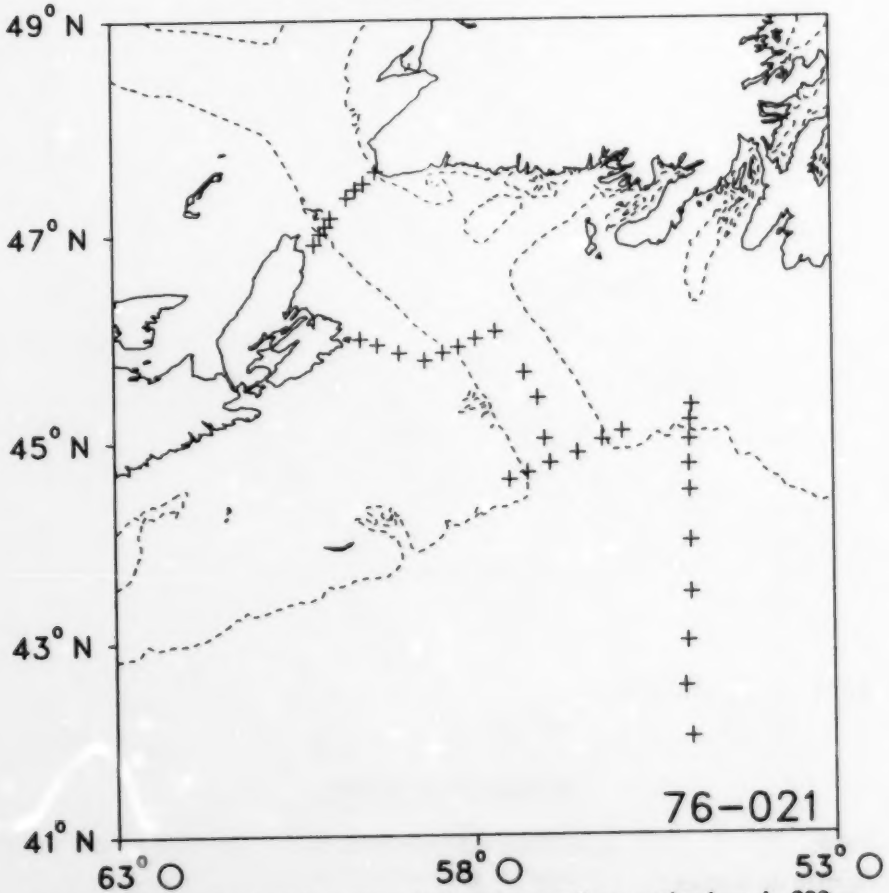
Matière organique :	carbone organique particulaire hydrogène organique particulaire azote organique particulaire
Système carbonaté :	$\delta^{13}C_{PDB}$ (CO_2 total dissous)
Métaux-traces :	Fe (dissous), Fe (particulaire) Mn (dissous), Mn (particulaire) Co (dissous) Ni (dissous) Cu (dissous), Cu (particulaire) Zn (dissous), Zn (particulaire) Cd (dissous), Cd (particulaire) Al (dissous), Al (particulaire) Ca (particulaire)
Autres :	matières particulaires en suspension $\delta^{18}O_{SMOW}$ (eau)
Sédiments superficiels :	carbone organique azote organique lignine $\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique)



EXPÉDITION 76-021

Dates :	25 juin-30 juin 1976
Nombre de stations :	59

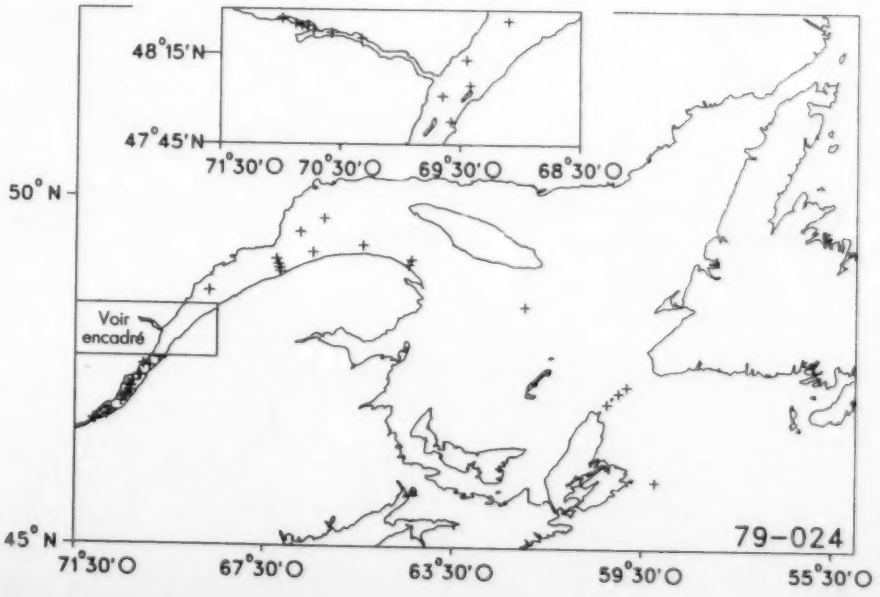
Nombre d'échantillons :	640
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Système carbonaté :	$\delta^{13}C_{PDB}$ (CO_2 total dissous)
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants
Métaux-traces :	Fe (total), Fe (dissous) Mn (total), Mn (dissous) Co (total) Ni (total) Cu (total) Zn (total) Cd (total)
Autres :	matières particulaires en suspension $\delta^{18}O_{SMOW}$ (eau)



Les pointillés représentent le contour bathymétrique d'une profondeur de 200 m.

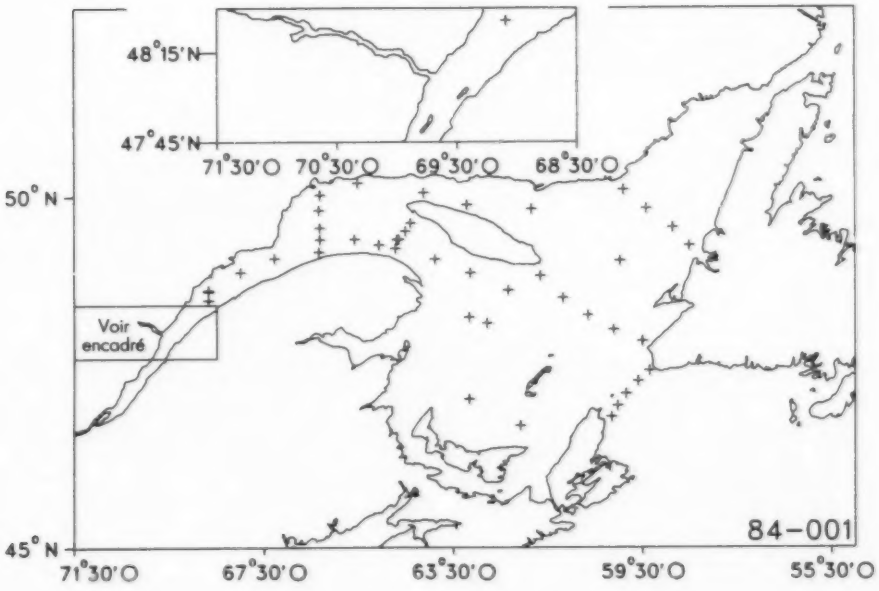
EXPÉDITION 79-024

Dates :	25 août-10 octobre 1979
Nombre de stations :	58
Nombre d'échantillons :	451
Paramètres mesurés :	salinité température
Système carbonaté :	$\delta^{13}C_{PDB}$ (CO_2 total dissous)
Hydrocarbures résiduels :	hydrocarbures dissous/dispersés résidus particulaires flottants microcouche superficielle
Matières organiques :	$\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique particulaire) $\delta^{13}C_{PDB}$ (plancton)
Métaux-traces :	Fe (dissous), Fe (particulaire) Mn (dissous), Mn (particulaire) Co (dissous) Ni (dissous) Cu (dissous), Cu (particulaire) Zn (dissous), Zn (particulaire) Cd (dissous), Cd (particulaire) Al (dissous), Al (particulaire) Ca (particulaire) V (dissous) Cr (dissous) Ba (dissous)
Autres :	matières particulaires en suspension
Sédiments en suspension :	carbone organique $\delta^{13}C_{PDB}$ (carbone organique)



EXPÉDITION 84-001

Dates :	25 janvier-2 février 1984
Nombre de stations :	47
Nombre d'échantillons :	350
Paramètres mesurés :	salinité température oxygène dissous
Substances nutritives :	silicate phosphate nitrate + nitrite
Système carbonaté :	alcalinité carbonate pK_a
Matières organiques :	carbone organique particulaire azote organique particulaire carbone organique total



60°
52°
48°
44°
72°
68°
60°
DÉTROIT DE BELLE-ISLE
DÉTROIT DE JACQUES-CARTIER
CHENAL D'ANTICOSTI
CHENAL D'ESQUIMAN
200m
CHENAL LAURENTIEN
DÉTROIT DE CABOT
CAP NORD
PLATEAU DES ÎLES-DE-LA-MADELEINE
ÎLE-DU-
HALIFAX
PLATE-FORME SCOTIAN
OCÉAN ATLANTIQUE